

Pekka Sojakka, Pertti Manninen ja Outi Airaksinen (toim.)

Päällyskasvustot ja kasviplankton järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa

Menetelmien käyttökelpoisuuden arviointi
Life Vuoksi -projektissa



Pekka Sojakka, Pertti Manninen ja
Outi Airaksinen (toim.)

Päällyskasvustot ja kasviplankton
järvien ekologisen tilan
arvioinnissa ja seurannassa

Menetelmien käyttökelpoisuuden arviointi
Life Vuoksi -projektissa

MIKKELI 2004

*Julkaisu on saatavana myös Internetissä:
<http://www.ymparisto.fi/julkaisut>*

ISBN 952-11-1587-4 (nid.)
ISBN 952-11-1588-2 (pdf)
ISSN 1238-8610

Kannen kuvat: Outi Airaksinen
Pohjakartta-aineisto: © Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03
Karttakuvat: Juho Kotanen (kuva 1), Pertti Manninen (kuva 14),
Pekka Sojakka (liite 1) ja Vesa Väisänen (liite 4)

Paino: Dark Oy
Vantaa 2004

Alkusanat

Tämä raportti on osa Life Vuoksi -projektia, jonka tarkoituksena on arvioida ja testata järvien ekologisen tilan arviointiin ja seurantaan soveltuvia biologisia menetelmiä sekä tehdä tulosten pohjalta ehdotus uudesta seurantajärjestelmästä. Projektissa tarkastelun kohteena ovat järvien vesimakrofytyt eli vesi- ja rantakasvit, pohjaeläimet, perifyton eli päällyskasvustot sekä kasviplankton. Näiden biologisten tekijöiden seurantamenetelmiä on testattu rinnakkain pääosin samoilla kohdejärvillä. Vesimakrofyyttejä ja pohjaeläimiä käsittelevät osat on raportoitu erikseen (Leka ym. 2003, Tolonen ym. 2003). Myös tiedot hankkeen kohdejärvien veden laadusta ja kuormituksesta on koottu raportiksi (Manninen ym. 2003).

Life Vuoksi -hanketta koordinoi Etelä-Savon ympäristökeskus ja siihen osallistuvat lisäksi Pohjois-Savon ja Pohjois-Karjalan ympäristökeskukset sekä Suomen ympäristökeskus ja Oulun yliopisto. Hanke on käynnistynyt huhtikuussa 2001 ja se päättyy maaliskuussa 2004. Hanketta rahoittaa osallistujien lisäksi Euroopan Unionin Life Ympäristö -rahasto.

Tässä raportissa kuvataan hankkeen päällyskasvusto- sekä kasviplankton tutkimukset. Lisäksi raportoidaan kenttäkäyttöisen fluorometrin käyttökokemukset veden kasviplanktonbiomassaa kuvastavan *a*-klorofyllimäärän arvioinnissa. Saatua fluorometrituloksia hyödynnetään soveltuvien osien kasviplanktonosiossa. Lisäksi käsitellään rantojen limoittumisongelmia jäljittelevien havaskokeiden tulokset ja verrataan niitä kasviplankton tuloksiin.

Raportin perifyton- ja fluorometriosuudesta sekä raportin toimittamisesta ovat vastanneet Etelä-Savon ympäristökeskuksessa hydrobiologit Pekka Sojakka ja Pertti Manninen sekä Life Vuoksi -hankkeen koordinaattori Outi Airaksinen. Kasviplanktonosuudesta ovat vastanneet Suomen ympäristökeskuksessa hydrobiologi Liisa Lepistö ja tutkija Johanna Rissanen. Maastotyöt on toteutettu Etelä- ja Pohjois-Savon ympäristökeskusten johdolla ja ne on tehty soveltuvien osien samoilla kenttämatoilla, -kohteilla ja -kalustolla. Maastotöihin ovat osallistuneet Pekka Sojakka, Pertti Manninen, Joensuun yliopiston harjoittelija, biol. yo Mari Ruuska sekä käytännön järjestelyihin Pohjois-Savon ympäristökeskuksen tutkimusmestarit Pirjo Punju, Hannu Partanen ja Reijo Heikkinen. Työn suunnittelu- ja kenttätyövaiheessa Pekka Sojakka on ollut Pohjois-Savon ympäristökeskuksessa tutkijana ja työn raportointivaiheessa Etelä-Savon ympäristökeskuksessa hydrobiologina.

Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksessa FM Arja Palomäki on Etelä-Savon ympäristökeskuksen tilauksesta tehnyt perifytonnäytteiden piilevien analysoinnin, näytteiden yleiskatsauksen sekä aineiston pohjalta arvion kohdejärvien tilasta ja järvien keskinäisistä eroista.

Kasviplankton tulosten käsittelyyn ja raportointiin ovat osallistuneet myös tutkija Anna-Liisa Holopainen ja Mari Ruuska Joensuun yliopistosta. Raporttikäsikirjoitusta ovat kommentoineet limnologi Riitta Niinioja Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksesta, limnologi Pertti Heinonen Suomen ympäristökeskuksesta sekä erikoistutkija Olavi Sandman Etelä-Savon ympäristökeskuksesta. Raportin on taittanut Pohjois-Savon ympäristökeskuksessa tutkimusassistentti Leena Tiukka. Lämpimät kiitokset kaikille työhön osallistuneille.

Tekijät

Sisällys

Alkusanat	3
1 Johdanto	6
2 Kohdejärvet	8
3 Päälyskasvustot biologisena laatutekijänä ja niiden käyttökelpoisuus vesistöseurannoissa	11
3.1 Päälyskasvustojen käytön perusteet	11
3.2 Erilaiset kasvualustat	12
3.3 Aineisto ja menetelmät	13
3.3.1 Maastotyöt	13
3.3.2 Näytteiden analysointi	16
3.3.3 Aineiston käsittely ja tilastolliset menetelmät	16
3.4 Tulokset	20
3.4.1 Kvantitatiiviset mittaukset	20
3.4.2 Perifytonnäytteiden yleiskatsaus	23
3.4.3 Piilevät	23
3.4.4 Verkkohavaksiin kertynyt materiaali	34
3.5 Tulosten tarkastelu	36
3.5.1 Tuotannolliset vasteet	36
3.5.2 Eri alustoille kertynyt kasvusto	37
3.5.3 Yhteisöekologiset tunnusluvut	39
4 Kenttäkäyttöinen fluorometri kasviplanktonin biomassan (a-klorofylli) seurannassa	42
4.1 Yleistä	42
4.2 Aineisto ja menetelmät	42
4.3 Kohdejärvet	44
4.4 Tulokset	45
4.4.1 Yleiset fluorometrilaitteiston käyttökokemukset	45
4.4.2 Järvikohtaiset tulokset	45
4.5 Yhteenveto fluorometrin käytöstä sekä ehdotuksia laitteiston kenttäkelpoisuuden kehittämiseksi	49
5 Kasviplanktonin koostumuksen ja arvioitun a-klorofyllin käyttökelpoisuus seurannoissa	51

5.1 Aineisto ja menetelmät	51
5.1.1 Kasviplanktonin valtalajien analyysi	51
5.1.2 Kvantitatiivinen kasviplanktonanalyysi	52
5.1.3 Kasviplanktonbiomassan ja fluorometrillä saatujen klorofylliarvojen vertailu.....	53
5.1.4 Tilastolliset menetelmät.....	53
5.1.5 Järven ekologista tilaa kuvastavan suhdeluvun (EQR) laskeminen	53
5.1.6 Eutrofian ja oligotrofian ilmentäjälajit	53
5.2 Tulokset	54
5.2.1 Luonnostaan rehevät järvet (tyyppi 2)	54
5.2.2 Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet (tyyppi 4)	55
5.2.3 Pienet, runsashumuksiset järvet (tyyppi 9)	58
5.3 Kasviplanktonin järvien välinen vaihtelu	61
5.4 Kasviplankton ekologisen tilan luokittelussa	63
5.5 Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset	65
6 Kustannusten arviointi	68
7 Yhteenveto	69
Kirjallisuus	71
Liitteet.....	75
Liite 1. Näytteenottopaikkojen sijainti kohdejärvillä	75
Liite 2. Tutkimuksessa havaitut piilevätaksonit ja yksilömäärien suhteelliset osuudet lasketuista leväsoluista havaintopaikoittain kaikki alustatyyppit yhdistettynä..	80
Liite 3. Piileväaineistosta laskettujen vedenlaatuindeksien kasvualustakohtaiset keskiarvot järviyypeittäin.	83
Liite 4. Fluorometrillä arvioidut <i>a</i> -klorofyllitasot ($\mu\text{g/l}$) kohdejärvillä	84
Liite 5 A. Kohdejärvien arvioidut <i>a</i> -klorofyllin pitoisuudet ja haaviplanktonnäytteiden lajit ja biomassat (sinilevät, panssarilevät ja kultalevät).....	93
Liite 5 B. Kohdejärvien haaviplanktonnäytteiden lajit ja biomassat (piilevät, viherlevät ja limalevät).....	96
Kuvailulehdet.....	99

Johdanto

Perifytonilla eli päällyskasvustolla tarkoitetaan yleisesti vedenalaisille kiinteille pinnoille kiinnittynyttä eliöstöä ja orgaanista ainesta. Perifytonilla on huomattava merkitys erityisesti virtaavien vesien ja matalien vesistöjen rantojen perustuotannossa. Perifytonia onkin tutkittu Suomessa seurantatarkoituksessa jo 1980-luvulta alkaen (mm. Heinonen 1981, Marja-Aho 1982). Tutkimusten kohteena ovat monesti olleet vain alustaan kiinnittyvät leväyhteisöt, joista on useimmiten määritetty niiden tuotannolliset vasteet. Myös vesistön tilaa kuvaavia lajityypillisiä indikaatioarvoja on käytetty (esim. Eloranta 1995, Eloranta ja Andersson 1998).

EU:n vesipolitiikan puitteiden direktiivissä (VPD) viitataan päällyskasvustoihin yhtenä biologisena laatutekijänä vesimakrofyyttien yhteydessä käyttämällä käsitettä fyto-bentos (EY 2000). Direktiivissä käsitettä ei määritellä, mutta yleensä fyto-bentoksella tarkoitetaan järven pohjalla kasvavia rihmamaisia leviä sekä mikroleviä. Direktiivin mukaan tulee järvien ekologisen tilan arvioinnissa tarkastella makrofyyttien ja fyto-bentoksen taksonikoostumusta ja runsaussuhteita.

Tässä raportissa käytetään käsitettä perifyton tai päällyskasvusto ja sillä tarkoitetaan vedenalaisilla kiinteillä pinnoilla, eli tässä yhteydessä kivillä, kasveilla ja muovialustoilla, kasvavia leväkasvustoja sekä pinnoille kertynyttä orgaanista ainesta. Käsitteeseen fyto-bentos sisältyviä pehmeiden pohjien, kuten hiekan tai liejun, leväyhteisöjä ei tässä selvityksessä tutkittu.

Koska perifytoniyhteisöt koostuvat pääosin levistä, niiden tarkastelu on lähempänä kasviplanktonia kuin vesimakrofyyttejä. Sekä päällyskasvusto- että kasviplanktoniyhteisöt kuuluvat toiminnallisesti herkkyytensä vuoksi ns. nopeiden reagoijien ryhmään (early warning). Niiden lajistollinen ja tuotannollinen vaste muuttuviin painetekijöihin on usein selvästi nopeampi kuin muilla biologisilla laatutekijöillä (Weitzel 1979, Heinonen 1984, Heinonen ja Hongell 1988).

Luonnonalustojen päällyskasvuston tuotantoa kuvaavat tekijät, kuten biomass ja leväsolujen määrä ovat selvästi hankalampia määrittää kuin kasviplanktonin vastaavat muuttujat. Näin ollen luontaisten kasvupaikkojen perifytoniyhteisöistä voidaan pintavesien ekologisessa arvioinnissa käytännössä ottaa huomioon vain makrofyyteille ominainen tarkastelutapa eli taksonikoostumus ja runsaussuhteet. Perifytonin määrällisiä arvioita on tosin mahdollista tarkentaa keinoalustaviljelyillä. Perifytoniyhteisön kaikkien lajiryhmien, esim. rihmamaisten monisoluisten levien yksilömäärän laskeminen on lähes mahdotonta. Perifytoniyhteisön koostumus ja lajien välisten runsaussuhteiden tarkastelu tulisikin ulottaa koskemaan vain tiettyjä leväryhmiä, kuten piileviä.

Vesistön fysikaalinen ja kemiallinen tila säätelee perifytonin rakennetta ja levien lajistokoostumusta. Muutos ympäristöoloissa aiheuttaa yhteisössä määrällisiä ja laadullisia muutoksia ja perifytoniyhteisön koostumuksesta voidaan tehdä päätelmiä ympäristön tilasta (Round 1981, Wetzel 2001). Päällyskasvuston kvalitatiivinen käyttö veden laadun arviointimenetelmänä perustuu nykyisin eri piilevätaksonien esiintymisen, runsaussuhteiden ja indikaattoriarvojen laskemiseen ja tulkintaan mitattujen ympäristömuuttujien suhteen (esim. Kelly ja Whitton 1995).

Tämän perifytontutkimuksen tavoitteena oli selvittää käytettyjen menetelmien käyttökelpoisuutta kohdejärvien ranta-alueen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Havastutkimus liittyi lisäksi Niemisjärven sekä Keskimäinen-Alimmais- ja Suuri-Vahvasen valuma-alueilla tehtyyn kyselytutkimukseen, jossa selvitettiin asukkaiden havaintoja lähijärviensä tilasta, mm. pyydysten limoittumisesta. Päämääränä oli alueen asukkaiden havaintojen vertailu mitattuun havasten limoittumiseen sekä myös perifytontutkimuksen tuloksiin.

Vedessä vapaana elävät levät eli kasviplankton kuuluvat myös vesipuitedi- rektiivin mukaan niihin biologisiin laatutekijöihin, joiden perusteella vesien ekolo- gista laatua ja niihin kohdistuvien paineiden voimakkuutta ja vaikutusta tarkas- tellaan. Kasviplankton reagoi nopeasti ympäristössä tapahtuviin muutoksiin sekä lyhyen elinkiertonsa että monipuolisen leväyhteisönsä vuoksi. Kasviplanktonissa eri levälajit ja -ryhmät ovat tavallaan "valmiusasemissa" reagoimaan, lisääntymään tai vähenemään, olosuhteiden muuttuessa.

Vesipolitiikan puitedirektiivin mukaisesti tarkasteltavia mittareita ovat kas- viplanktonin lajikoostumus, runsaus, kokonaisbiomassa ja leväkukinnat. Kaikki nämä tekijät ovat selvitettävissä mikroskopoimalla tehtävässä tutkimuksessa. Kas- viplanktonnäyte otetaan kokoomanäytteenä, ja se edustaa useimmiten järven ulap- pa-alueetta. Ranta-alueen vaikutuksen on oltava mahdollisimman vähäinen. Kas- viplanktonin määrä voidaan arvioida myös klorofyllipitoisuutena, mutta lajiston koostumusta ei näin saada selville. Sinilevien massaesiintymiä voidaan seurata silmämääräisesti ja täydentää havainnointia yksinkertaisella valtalajiston mikro- skooppianalyysillä.

Fysikaalis-kemiallisista tekijöistä veden ravinnepitoisuuden ohella humuspi- toisuus, veden happamuus ja järven koko (pienissä järvissä ranta-alueen vaiku- tus) vaikuttavat kasviplanktonin määrään ja koostumukseen. Muutoksista eten- kin rehevöityminen on jo varhaisessa vaiheessa nähtävissä lajiston muutoksina (Järnefelt 1952, Heinonen 1980, Lepistö 1999).

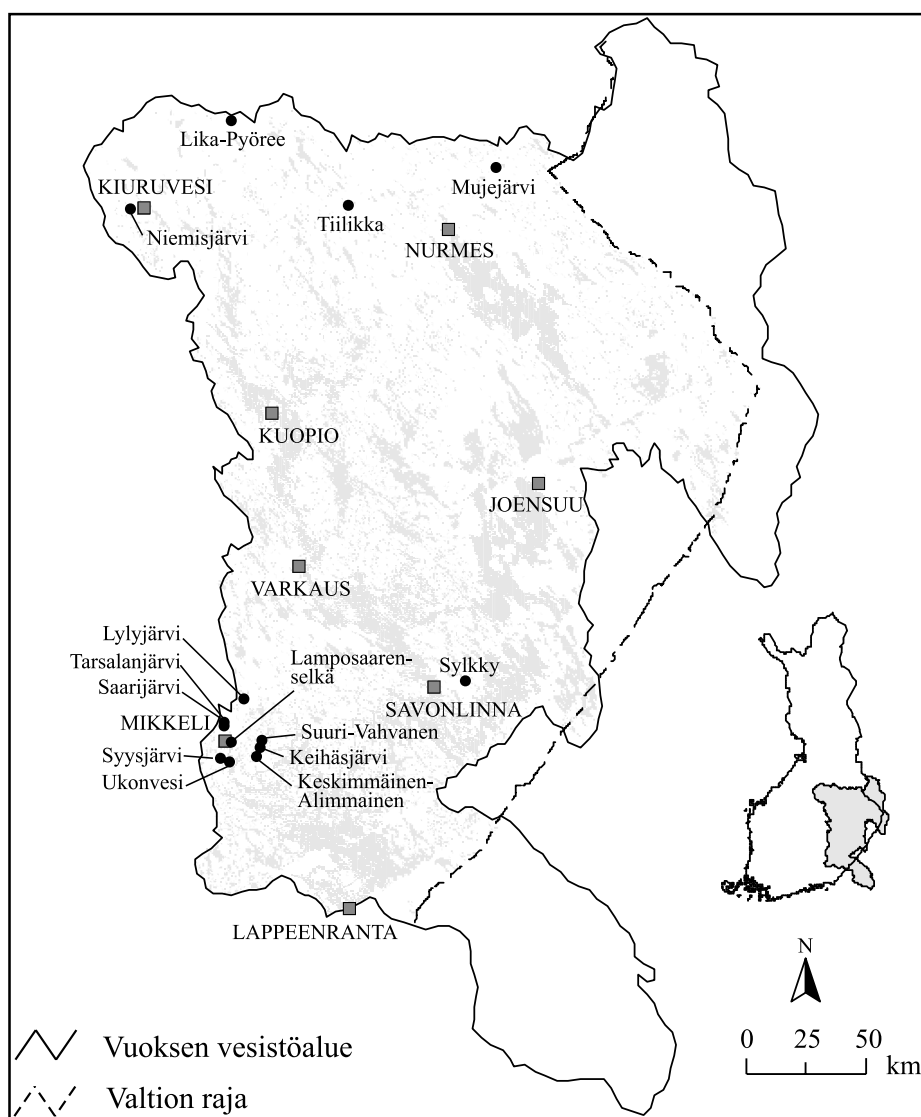
Tässä työssä verrattiin kohdejärvien eri alueilta otettujen ja eri menetelmillä analysoitujen kasviplanktonnäytteiden tuloksia samanaikaisesti fluorometrillä teh- tyihin mittauksiin. Tarkoituksena oli selvittää mikroskopoimalla tehtävän yksin- kertaisen lajistoanalyysin käyttökelpoisuutta ranta-alueen tilan arvioinnissa ja seu- rannassa. Ryhmätasoa monipuolisempi levien lajitason määrittäminen toteutettiin koh- dejärvillä yhdeltä havaintopisteeltä.

Lepistö ym. (2003) ovat selvittäneet kasviplanktonin käyttöä vesistöjen tilan arvioinnissa Vuoksen vesistöalueen suurilla ja keskisuurilla järvillä. Tämä pieniin järviin keskittyvä tutkimus täydentää osaltaan sitä ja yhdessä muiden Life Vuoksi -hankkeessa tehtyjen menetelmätutkimusten (Leka ym. 2003, Tolonen ym. 2003) kanssa tämän raportin selvitykset ovat pohjana hankkeen seuraavalle vaiheelle eli järven tilan arviointi- ja seurantamallin suunnittelulle.

2

Kohdejärvet

Tutkimuksen kohteena oli 14 järveä Vuoksen vesistöalueella (kuva 1). Niistä kymmenen on Life Vuoksi -hankkeen yhteisiä vuosien 2001 ja 2002 kohdejärviä (Leka ym. 2003, Tolonen ym. 2003) ja neljä on fluorometritutkimukseen mukaan otettuja muita järviä.



©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03

Kuva 1. Päälyllyskasvusto-, fluorometri- ja kasviplanktonitutkimusten kohdejärvien sijainti Vuoksen vesistöalueella.

Life Vuoksi -hankkeen kohdejärviksi valittiin pinta-alaltaan yli 50 hehtaarin kokoisia sekä tyypiltään Vuoksen vesistöalueelle luonteenomaisia järviä. Lisäksi kohteet valittiin siten, että ne edustivat alueelle ominaisia kuormitustilanteita (taulukko 1). Kohdejärvet jaoteltiin Suomen tyypittelyehdotuksen (Pilke ym. 2002) mukaisesti luontaisiin järvityyppeihin. Näistä tässä selvityksessä on edustettuina kolme tyyppiä: luonnostaan rehevät järvet (tyyppi 2), pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet (tyyppi 4) ja pienet runsashumuksiset järvet (tyyppi 9). Kustakin tyyppistä otettiin mukaan yksi tai useampia vertailujärviä ja ihmistoiminnan kautta muuttuneita kuormitettuja järviä. Vertailujärvien katsottiin valuma-alueen maankäytön ja kuormitustarkastelun (Manninen ym. 2003) perusteella olevan lähellä luonnontilaa. Järvityypin alustava määrittely tehtiin asiantuntija-arviona järven todennäköisestä luontaisesta, muutosta edeltävästä järvityypistä. Arvio perustui mm. maantieteelliseen sijaintiin, sijaintiin järviketjussa ja valuma-alueen maaperätietoihin. Kohdejärviä on kuvattu tarkemmin raportissa "Veden laatu ja kuormitus Life Vuoksi -hankkeen kohdejärvillä" (Manninen ym. 2003).

Taulukko 1. Perustietoja kohdejärivistä. Vedenlaatutiedot ovat Mannisen ym. kokoamasta (2003) raportista ja perustuvat ympäristöhallinnon ympäristötietojärjestelmän tietoihin. Kohdejärvet on ryhmitelty niiden arvioidun luontaisen järvityypin (Pilke ym. 2002) mukaan.

Järvi	Sijainti-kunta	Pääasiallinen kuormituslähde	Pinta-ala km ²	Kok P µg / l	Kok N µg / l	Väri-arvo mg Pt / l	Talvikauden sameus FTU	a-klorofylli-taso µg / l
Luonnostaan rehevät järvet (tyyppi 2, sijaitsevat savikkoalueilla tai runsasravinteisen kallio- tai maaperän alueella)								
Lika-Pyöree	Sonkajärvi	vertailualue	1,96	30	660	160	5,3	17
Niemisjärvi	Kiuruvesi	maatalous	4,18	63	1350	200	8,8	55
Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet (tyyppi 4, väriarvo alle 30 mgPt/l ja koko alle 40 km ²)								
Suuri-Vahvanen	Mikkeli	Vertailualue	1,32	6	320	25	0,2	2,9
Keihäsjärvi	Mikkeli	Hajakuormitus/ maa- ja metsätalous, haja-asutus	1,39	13	510	40	0,2	8,5
Keskimmäinen-Alimmainen	Mikkeli	Hajakuormitus/ maa- ja metsätalous, haja-asutus	1,54	17	560	60	1,1	18
Syysjärvi	Mikkeli	Hajakuormitus/ maa- ja metsätalous, haja-asutus	1,75	12	440	25	0,3	3,7
Sylkky	Kerimäki	Vertailualue	1,06	8	290	6	0,2	2,5
Ukonvesi (Saimaa)	Mikkeli	Hajakuormitus/ yhdyskunnat, maatalous	4,9	22	1000	40	0,4	9
Pienet, runsashumuksiset järvet (tyyppi 9, väriarvo yli 90 mgPt/l ja koko alle 5 km ²)								
Tiilikka	Rautavaara	Vertailualue	4,2	13	360	100	0,6	6,9
Mujejärvi	Nurmes	Metsätalous	3,51	22	380	150	-	-
Tarsalanjärvi	Mikkeli	Hajakuormitus/ maa- ja metsätalous, haja-asutus	0,61	21	780	140	2,3	19
Lamposaarenselkä	Mikkeli	Yhdyskunnat ja maatalous	-	26	1950	70	1,3	14
Lylyjärvi	Mikkeli	Hajakuormitus/ maa- ja metsätalous, haja-asutus	2,03	30	820	150	1,0	12
Saarijärvi	Mikkeli	Hajakuormitus/ maa- ja metsätalous, haja-asutus	0,63	18	660	105	1,7	15

Päällyskasvusto- ja havastutkimusten kohdejärviksi valittiin kuusi järveä, Pohjois-Savosta Niemisjärvi, Lika Pyöreä ja Tiilikka, Pohjois-Karjalasta Mujejärvi sekä Etelä-Savosta Keskimäinen-Alimmainen ja Suuri-Vahvanen (taulukko 2). Suuri-Vahasella ei tehty havastutkimusta poistouoman kuivumisen vuoksi.

Fluorometritutkimukset toteutettiin vain Etelä-Savon kohdejärvillä, koska laitteiston käyttöönotossa oli ongelmia ja prototyypin kuljetus kaukaisemmille kohdejärville olisi ollut liian hankalaa. Fluorometrimittauksiin otettiin Life Vuoksi -kohdejärvistä mukaan Syysjärvi, Keihäsjärvi sekä Sylkky ja Ukonvesi. Mikkelin lähistöltä otettiin lisäksi ylimääräisiksi kohteiksi humuspitoisempia ja hieman rehevämpiä järviä: Tarsalanjärvi, Saarijärvi, Lylyjärvi sekä rehevä Lamposaaren selkä, joka on Ukonveden vesistöalueen Mikkeliä lähinnä oleva allas. Suuri-Vahasella ja Keskimäinen-Alimmaisella tehtiin sekä perifyton- että fluorometritutkimukset.

Haavinäytteet kasviplanktonin valtalajiston määrittämistä varten otettiin 12 järvestä, joista kymmenestä otettiin myös tarkempi kvantitatiivinen kasviplanktonnäyte (taulukko 2).

Taulukko 2. Kohdejärvillä tehdyt tutkimukset.

Järvi	Kasviplankton haavinäyte	Kasviplankton- kvantitatiivinen näyte	Fluorometrin testaus	Perifyton- näytteet	Havas-koee
Niemisjärvi	x	x		x	x
Lika-Pyöree	x	x		x	x
Tiilikka	x	x		x	x
Mujejärvi	x	x		x	x
Suuri-Vahvanen	x	x	x	x	
Keihäsjärvi	x	x	x		x
Kesk.-Alimmainen	x	x	x	x	x
Syysjärvi	x	x	x		
Ukonvesi	x	x	x		
Lamposaarenselkä			x		
Sylkky	x	x	x		
Tarsalanjärvi	x		x		
Saarijärvi	x		x		
Lylyjärvi			x		

Päällyskasvustot biologisena laatutekijänä ja niiden käyttökelpoisuus vesistöseurannoissa

3

Pekka Sojakka¹⁾, Arja Palomäki²⁾ ja Pertti Manninen¹⁾

¹⁾ Etelä-Savon ympäristökeskus

²⁾ Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus

3.1 Päällyskasvustojen käytön perusteet

Perifytonia voidaan käyttää vesien laadun arvioinnissa joko ottamalla näytteet luonnonpinnoilta, kuten esim. kiviltä, kasveilta tai pohjasta, tai asettamalla veteen keinoalustoja näytteiden keräämistä varten. Näytteistä voidaan määrittää toisaalta määrällisiä eli kvantitatiivisia tunnuslukuja, kuten esim. *a*-klorofyllin tai kiintoaineksen määrä pinta-alayksikköä kohti tai toisaalta laadullisia eli kvalitatiivisia, toisin sanoen levien lajistokoostumusta kuvaavia tunnuksia.

Perifytonlevien keräämistä keinoalustoilta on käytetty Suomessa jo 1970-luvun lopulta alkaen mm. pistekuormituksen, kuten kalankasvatuksen, teollisuuden ja yhdyskuntien vesistövaikutusten tutkimuksessa ja seurannassa (mm. Eloranta ja Kunnas 1979, Heinonen 1981, Manninen 1982, Heinonen 1985, Sojakka 1996, Pietiläinen ja Pirinen 1997). Vesistöseurannoissa keinoalustojen pinnoille kasvaneesta materiaalista on määritetty kvantitatiivisia muuttujia, kuten esim. *a*-klorofylli, kiintoaines, orgaaninen aines ja mineraaliaines pinta-alayksikköä kohden. Yleisin kasvualusta on ollut läpinäkyvä polykarbonaattimuovilevy, mutta myös muita materiaaleja, kuten lasikuitusuodattimia ja keraamisia alustoja on käytetty (Heinonen ja Herve 1984, Leskinen 1984, 1993).

Piilevien lajiston ja yhteisörakenteen käyttö veden laadun arvioinnissa perustuu eri piilevätaksonien esiintymiseen, runsaussuhteisiin ja indikaattoriarvoon ympäristömuuttujien suhteen. Perifytonin lajikoostumus ja eliömäärä luonnossa vaihtelevat veden laadun mukaan ja muutos ympäristöoloissa aiheuttaa yhteisössä määrällisiä ja laadullisia muutoksia. Siten perifytonyhteisön koostumuksesta voidaan tehdä päätelmiä ympäristön tilasta. Etenkin virtavesissä olosuhteet saattavat vaihdella suurestikin esim. virtaaman muutosten vuoksi, jolloin suhteellisen tiheälläkään fysikaalis-kemiallisella tutkimuksella ei saada välttämättä hyvää kokonaiskuvaa vesistön tilasta. Perifytonitutkimus puolestaan antaa kuvan vesistön pitempiaikaisesta keskimääräisestä tilasta ja perifytonyhteisön taksonien erilainen kehitymisaika alustalleen mahdollistaa periaatteessa sekä lyhyt- että pitempiaikaisten ympäristömuutosten havainnoinnin (mm. Jarlman ym. 1996, Eloranta 2000).

Piilevät ovat herkkiä monille ympäristömuuttujille, kuten valolle, lämpötilalle, virtausnopeudelle, suolaisuudelle, pH:lle, happioloille, epäorgaanisille ravinteille sekä orgaaniselle hiilelle ja typelle. Siksi niitä pidetään hyvinä ympäristömuutosten, kuten happamoitumisen, rehevöitymisen ja ilmastomuutosten indikaattoreina ja niitä käytetään paljon sekä nykytilannetta kuvaavissa että paleolimnologisissa tutkimuksissa (mm. van Dam ym. 1994). Ympäristöolosuhteiden vaikutusta piilevâyhteisöön on tutkittu vuosikymmeniä ja yleisimpien piilevien

ympäristövaatimukset tunnetaan hyvin. Mm. sedimentin piileväyhteisön koostumuksen ja veden pH:n välinen yhteys on hyvin tunnettu ja laajalti käytetty (mm. Huttunen ja Turkia 1990).

Päällyskasvuston piileväyhteisöt voivat sisältää hyvin vaihtelevia määriä planktisia eli vedessä vapaana eläviä leviä, epipeelisiä eli kiinnittymättömiä muotoja sekä alustaan kiinnittyviä, aitoja perifytonlajeja. Ryhmien koostumukseen järven vedessä vaikuttavat monet tekijät, kuten veden virtaukset, sedimentin ja kasvillisuuden laatu sekä veden laatu. Litoraali on ulappaa alttiimpi paikallisille tekijöille, kuten maalta tulevalle valunnalle ja pohjavedelle ym. (mm. Eloranta 1990, 2000). Myös saman järven eri habitaateilla perifytonin lajikoostumus voi olla erilainen, sillä kivien (epiliittiset), kasvien (epifyttiset) ja liejun (epipeeliset) pinnalla kasvavat yhteisöt poikkeavat lajikoostumukseltaan jossain määrin toisistaan (mm. Eloranta 1990).

Rehevöitymisen on havaittu johtavan harvojen lajien suhteelliseen kasvuun päällyskasvustojen leväyhteisössä (mm. Danilov ja Ekelund 2000). Hillebrand ja Sommerin (2000) tutkimuksessa diversiteetin havaittiin vähenevän kolonisaatioajan pidetessä. Samoin lajirunsauden korrelaatio oli negatiivinen lajien tasaisuuden suhteen (evenness). Tasaisuuden nopea väheneminen yhteisössä johtui ilmeisesti alustalla olevien levien kasvun nopeudesta verrattuna uusiin lajeihin.

Mm. Smoot ym. (1998) ovat havainneet laboratoriokokeissa kasviplanktonin ja perifytonin leväyhteisöjen reagoivan samalla tavoin ravinneolojen muutoksiin sekä ravinnerajoitteisuuteen. Perifytonin vaste ravinteille vastaa käytännössä kasviplanktonin vastetta samoissa oloissa. Perifytonin piilevälajisto poikkeaa kuitenkin selkeästi planktonin lajistosta ja potentiaalinen lajimäärä voi olla jopa kymmenkertainen planktonin piilevälajien määrään verrattuna (Eloranta ja Kwandrans 1996).

3.2 Erilaiset kasvualustat

Useat pintamateriaalit näyttävät soveltuvan hyvin piileväaineiston keräämiseen, mutta kasvualustojen laatu vaikuttaa piilevien yhteisörakenteeseen. Päällyskasvustotutkimuksissa on käytetty monen tyyppisiä materiaaleja kuten lasia, puuta, luonnonkiviä ja muovilevyjä. Erilaisilta alustoilta on osin saatu erilaisia tuloksia, mutta piilevien yleinen lajirunsaus sekä indikaattorilajien runsaus mahdollistaa erilaisten kovien ja pehmeiden kasvualustojen käytön. Suomessa mm. Leskinen (1993), Eloranta ja Andersson (1998) sekä Eloranta (1999) ovat tutkineet kasvualustan vaikutusta lajistokoostumukseen. Kivi- ja kasvipinnoilta kerättyjen piileväaineistojen koostumuksesta lasketut ravinnetason indeksiarvot olivat hyvin samankaltaisia, joskin kasvien pinnoilta kerätty aineisto antoi hieman korkeampia arvoja kuin luonnonkiviltä kerätty. Sedimentin pinnalta kerätyistä aineistoista lasketut indeksiarvot poikkesivat enemmän. Ne olivat tutkimuksessa käytettyyn laatuluokitukseen nähden noin yhden laatuluokan alhaisempia kuin kivillä ja kasvien pinnoilla kasvavien yhteisöjen indeksiarvot.

Esimerkiksi Kelly ym. (1996) havaitsivat saman joen piileväyhteisöissä eroja kasvualustan materiaalin mukaan. Eri piilevälajit vallitsivat eri kasvualustoilla, kuten tiilellä, hiekkakivellä tai puulla verrattuna mm. muovimateriaaliin. Kelly ym. (1996) tähdentävätkin saman alustamateriaalin käyttämistä kaikilla vertailtavilla havaintoalueilla, jotta tulosten vertailukelpoisuus voidaan varmistaa. Lenoir ja Coste (1996) havaitsivat Ranskassa ns. käytännöllistä indeksiä tarkastellessaan, että parhaat korrelaatiot eri alustamateriaalien suhteen saatiin eri aikaan, kasvialustoilla kesäkuussa ja käytetyillä kiinteillä alustoilla syyskuussa. Weizel ym. (1979) havaitsivat, että leväyhteisöjen samankaltaisuus (similariteetti) samaa materiaalia olevi-

en rinnakkaisten keinoalustojen välillä oli tyypillisesti vähintään 70 % ja vaihtelu myös saman telineen eri alustatyyppeiden välillä oli usein vain 20 - 30 %. Round (1981) mainitsee leväpopulaatioiden erilaisilla keinoalustoilla poikkeavan vastaavista luonnonpopulaatioista mm. määrältään ja erilaisten ympäristöolojen voivan vaikuttaa poikkeaman suuruuteen.

Danilovin ja Ekelundin (2001) tutkimuksessa lasi osoittautui parhaaksi materiaaliksi lajiston selektiivisyyden sekä veden ravinteikkuuden suhteen. Puualustalta (paju, mänty) kerätyn leväyhteisön diversiteetti ja lajirunsaus olivat selvästi alhaisempia kuin lasilta kerätyn yhteisön. Erityisesti huomioitavaa Danilovin ja Ekelundin (2001) tutkimuksessa oli levien puuttuminen kokonaan PVC-muovialustalta, jolla kasvoi vain bakteereita. Runsas bakteerimassa on saattanut vaikuttaa negatiivisesti leväyhteisön kasvuun. Muovialustoja käytettäessä tuleekin kiinnittää huomiota muovilaatuun, joka voi olla levien kasvua inhiboivaa tai leville toksista tai vaikuttaa muuten leväkasvuun tai levien kiinnittymiseen alustaan (Wetzel 2001). Polykarbonaattimuovista ei ole todettu liukenevan merkittäviä määriä sidos- ja hajoamisyhdisteitä (APHA 1995). Toisaalta samankin muovilaadun valmistusta ja mm. pinnansuojaus voivat poiketa eri valmistajien välillä. Muovialustojen pintaan tarttuneiden kemikaalien poistamiseksi on alustat pestävä huolellisesti esikäsitellyn aikana.

Havas- eli verkkotutkimukseen on Suomessa olemassa standardinomaisia menettelyjä (mm. Heinonen ym. 1984, Mäkelä ym. 1992). Niistä ilmeisesti käytetty on vesistöön ankkuroituun metallikehikkoon kiinnitetty havas, jonka inkubointiaika jäljittelee verkkokalastuksen vastaava aikaa. Käytössä on ollut yleensä 50 cm x 50 cm metallinen havaskehikko, johon on kiinnitetty sopivaksi leikattu pala normaalia tiheää kierrettyä muikkuverkkoa (silmä koko 12 - 15 mm). Havasnäytteistä on määritetty yleisimmin kvantitatiivisia muuttujia, kuten *a*-klorofylli, kiintoaines, orgaaninen aine ja mineraaliaine, mutta myös levälajistoa on analysoitu. Erityisen hyvin menetelmä soveltuu mm. Suomessa 1980-90 -luvuilla pyydyksiä runsaasti limoittaneen *Hyalotheca*-levän haittojen seurantaan. Nopeaa yleistietoa havasmenetelmällä saadaan järvien luusuan alueella selvästi virtaavissa olosuhteissa. Havasten limoittumista on käytetty menetelmänä mm. erillis- ja velvotetarkkailuseurannoissa ja kalastustutkimuksissa.

3.3 Aineisto ja menetelmät

3.3.1 Maastotyöt

Maastotyöt toteutettiin kahdessa jaksossa ja töihin osallistui kaksi tutkijaa sekä harjoittelija. Päälyskasvustutkimuksissa keinoalustojen inkubointiaikana oli kolme viikkoa. Maastotyöt aloitettiin viikolla 32 (5.8.2002) ja toinen kierros viikolla 35. Yhden kierroksen maastotyöt kestivät neljä päivää. Kohteiden kierto aloitettiin alkuvuodesta Pohjois-Savon kohteista, joiden jälkeen siirryttiin Pohjois-Karjalan kohteelle ja viimeiseksi käytiin läpi Etelä-Savon kohteet. Perifytonnäytteet otettiin luonnonalustoilta 5.-8.8.2002 ja polykarbonaattialustoilta 27.-28.8.2002. Havasnäytteet otettiin 5.-29.8.2002 (taulukko 3). Koko tutkimuksen ajan käytettiin samaa välineistöä ja kalustoa. Kenttätöyskentely toteutettiin soveltuvin osin vesi- ja ympäristöhallinnon ohjeistuksen (Mäkelä ym. 1992) ja EPA:n (1999) näytteenotto-ohjeiden mukaisesti.

Taulukko 3. Kohdejärvien perifyton- ja havasnäytteiden tunnukset, alustatyypit sekä hakupäivämäärät. Polykarbonaatti-alustojen osalta taulukossa on kolmen viikon inkubointijakson aloituspäivämäärä.

Järvi	Näyte	Alustatyyppi	Pvm.
Niemisjärvi	NJ1	järvikorte	5.8.2002
	NJ2	kivi	"
	NJ3	järvikaisla	"
	NJ7	kivi	"
	NJ8	järvikaisla	"
	NJ-P	polykarbonaatti	"
	NJ _{Havas}	havasverkko	"
Lika-Pyöree	LP1	järvikorte	6.8.2002
	LP2	järvikaisla	"
	LP3	järvikaisla	"
	LP-P	polykarbonaatti	"
	LP _{Havas}	havasverkko	"
Keskimmäinen-Alimmainen	KA1	järviruoko	8.8.2002
	KA2	sara	"
	KA4	kivi	"
	KA6	kivi	"
	KA7	sara	"
	KA8	sara	"
	KA-P	polykarbonaatti	"
	KA _{Havas}	havasverkko	14.8. ja 29.8.2002
Suuri-Vahvanen	SV1	järviruoko	8.8.2002
	SV3	kivi	"
	SV7	järviruoko	"
	SV-P	polykarbonaatti	"
Mujejärvi	MJ1	järvikorte	7.8.2002
	MJ2	kivi	"
	MJ4	järvikaisla	"
	MJ5	järvikorte	"
	MJ-P	polykarbonaatti	"
	MJ _{Havas}	havasverkko	"
Tiilikka	TI1	järviruoko	6.8.2002
	TI2	sara	"
	TI3	kivi	"
	TI4	sara	"
	TI-P	polykarbonaatti	"
	TI _{Havas}	havasverkko	"
Keihäsjärvi	KJ _{Havas}	havasverkko	14.8.2002

Perifytonnäytteet

Kohdejärviltä perifytonnäytteet otettiin sekä veteen asetetuilta keinoalustoilta että luonnonalustoilta, joita olivat kivet ja vesikasvit. Keinoalusta- ja luonnonalustanäytteitä otettiin kolmelta havaintopaikalta kultakin järveltä. Yksi havaintopaikka käsitti siten sekä luonnonalustanäytteiden keräämiseen käytetyn litoraalin että 20 - 50 metrin etäisyydelle rantaviivasta ulappaa kohden sijoitetun polykarbonaattilevyjen inkubointipisteen. Havaintopaikat valittiin eri puolilta järviä ja mahdollisuuksien mukaan erityyppisiltä habitaateilta; kuitenkin siten, että yksi habitaateista vastasi yleispiirteiltään järven yleisintä habitaattia. Havaintopaikoiksi tuli tällöin sekä avoimia rantoja että kasvillisuusrantoja.

Polykarbonaattilevyjen (10 cm x 15 cm) inkubointiin käytettiin nelipaikkaisia alumiinisia telineitä, jotka asennettiin puolen metrin syvyyteen pintakohojen ja pohjapainojen avulla. Polykarbonaattilevyjen asennuksen yhteydessä tehtiin tarkentavat habitaattikuvaukset mm. pohjan muodosta ja koostumuksesta sekä ympäröivästä kasvillisuudesta. Havaintopaikan etäisyys rantaviivasta ja syvyys mitattiin.

Kolmen viikon inkubointijakson jälkeen levyt poistettiin telineistä. Kunkin telineen neljästä levystä kolme rinnakkaista levyä otettiin *a*-klorofylli- ja kiintoainetarkasteluun eli yhteensä näitä näyteyksiköitä kertyi 9 kpl kultakin järveltä. Levyt suljettiin erillisiin pakastepusseihin ja säilytettiin pimeässä ja viileässä. Maastopäivän jälkeen levyt pakastettiin. Lajistoanalyysiä varten kunkin telineen yhdestä levystä kaavittiin kasvusto irti muovilastalla pakasterasian sisällä ja irtoaines huuhdeltiin 200 ml:n kasviplanktonpulloon. Näyte kestävästi formaliinilla ja Lugolilla kasviplanktonnäytteiden kestäväintiohjeiden mukaisesti (Mäkelä ym. 1992).

Luonnonalustojen päällyskasvustonäytteet otettiin kultakin havaintopaikalta joko kiviltä tai makrofyyteiltä. Makrofyyteiksi valittiin alueella runsaimpina kasvaneita jäykkävirtaisia ilmaversoisia kasveja kuten järvikaislaa (*Schoenoplectus lacustris*), järviruokoa (*Phragmites australis*), järvikortetta (*Equisetum fluviatile*) sekä saroista mm. viiltosaraa (*Carex acuta*) ja pullosaraa (*C. rostrata*). Makrofyyteistä katkottiin yhtä näytettä varten kymmenen n. 15 cm:n pituista vedenalaista varrenkappaletta 30 - 40 cm:n syvyydeltä. Halkaisijaltaan noin 10 cm:n kokoiset kivet (1 - 3 kpl/näyte) poimittiin rantavedestä vastaavalta syvyydeltä. Kukin näyte laitettiin omaan pakasterasiaansa ja harjattiin hammasharjalla huolellisesti puhtaaksi kasvustosta ja kestävästi kuten polykarbonaattilevyiltä irrotettu aines.

Havasnäytteet

Perifytonnäytteiden lisäksi kuudesta kohdejärvestä otettiin myös havasnäytteet. Havastutkimuksia tehtiin kohdejärvien luusuassa eli laskujoen läheisyydessä, jossa oli havaittavissa selvä veden virtaus. Kooltaan 50 cm x 50 cm metallinen kehikko, johon havas eli verkko oli kiinnitetty, ankkuroitiin pohjaan alalaidastaan painon avulla ja kohotettiin pystyasentoon yllälaitaan kiinnitetyllä koholla. Aikaisemmin vastaavissa kokeissa käytettyä, tiheää, kierrettyä muikkuverkkoa (silmäkoko 12 - 15 mm) ei nykyisin ole saatavilla. Siksi käyttöön valittiin valkoinen, 5-säikeisestä langasta kudottu nuottahavas, jonka silmäkoko oli 12 mm. Havaksia pidettiin järvestä neljä tuntia ja sinä aikana tehtiin järvellä muu näytteenotto. Havakset puhdistettiin paikan päällä tai kuljetettiin pakasterasioissa laboratorioon puhdistettavaksi. Näytteiden puhdistus tapahtui liottamalla ja hankaamalla havaksia 150 ml:n tislatussa vesimäärässä ja kestäväintä muiden perifytonnäytteiden tapaan.

3.3.2 Näytteiden analysointi

Polykarbonaattilevyiltä analysoitiin perifytonyhteisön kasvuvasteet eli *a*-klorofylli ja kiintoaine Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksessa. Analysointi tehtiin käytössä olevien standardien (*a*-klorofylli SFS 5772, kiintoaine SFS-EN 872) mukaisesti soveltaen ohjetta, jonka mukaan tulokset muutetaan tilavuusyksiköstä pinta-alayksikköön.

Luonnon- ja keinoalustojen perifytonnäytteiden lajistosta tehtiin yleiskatsaus eli määritettiin eri leväryhmien ja detrituksen osuudet näytteessä. Yleiskatsausta varten näytepullostasta otettiin osanäyte laskentakyvettiin, ja näytettä tutkittiin käänteismikroskoopilla. Leväryhmien ja detrituksen osuudet arvioitiin peittävyysarviointina käymällä näyte läpi 150- ja 600-kertaisilla suurennoksilla. Yleiskatsaus tehtiin myös havasnäytteistä. Lisäksi havasnäytteistä määritettiin eri leväryhmien valtalajit.

Kaikilta alustoilta määritettiin myös tarkemmin piilevälajiston koostumus ja runsaussuhteet. Piileväanalyysia varten perifytonnäytteestä otettiin sekoittamisen jälkeen noin 5 ml:n osanäyte koeputkeen. Näytteestä poistettiin orgaaninen aines happokäsittelyllä seuraavasti: Koeputkessa olevaan näytteeseen lisättiin 5 ml väkevän typpihapon ja rikkihapon seosta (suhteessa $\text{HNO}_3 : \text{H}_2\text{SO}_4 = 2 : 1$). Näytteitä inkuboitiin noin 95 °C:ssa vesihauteessa 2 - 3 tuntia. Näytteet sentrifugoitiin ja happoseos kaadettiin pois. Piileväsakkaan lisättiin tislattua vettä ja sentrifugoitiin uudelleen. Näyte pestiin näin kolme kertaa. Piileväsakka laimennettiin tislattulla vedellä sopivaan tiheyteen. Preparaattien tekoon käytetyt peitinlasit lämmitettiin keittolevyllä (noin 50 °C) ja lämmitetyn peitinlasin päälle pipetoitiin pisara tai kaksi piilevänäytettä ja annettiin kuivua rauhassa. Peitinlasille kuivuneen näytteen päälle tiputettiin pisara Naphrax® -petaushartsia. Lämmitetty objektilasi asetettiin peitinlasin päälle. Objektilasi käännettiin ja näytettä lämmitettiin kuumalla keittolevyllä kunnes liuotin oli haihtunut ja hartsia kovettui. Kustakin näytteestä tehtiin kaikkiaan neljä preparaattia.

Piilevänäytteet analysoitiin käänteismikroskoopilla 1500-kertaisella suurennoksella öljyimmersiota käyttäen. Näytteestä määritettiin vähintään 300 piileväkuorta, mutta mikäli jokin taksoni oli ylivoimaisen runsas, määrittystä jatkettiin korkeintaan noin 500 laskentayksikköön saakka, jotta tuloksen luotettavuus saatiin paremmaksi. Määrittämisessä pyrittiin mahdollisimman suureen tarkkuuteen. Lajimäärittämisessä käytettiin seuraavia lähteitä: Hustedt (1930, 1937-1939), Mölder ja Tynni (1967-1973), Tynni (1975-1980) ja Krammer ja Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a ja b). Määrittämisessä noudatettiin Krammerin ja Lange-Bertalotin nimityksiä.

3.3.3 Aineiston käsittely ja tilastolliset menetelmät

Kvantitatiivisen aineiston käsittely

Järvityyppien sekä kuormitettujen ja vertailujärvien keskinäisiä eroja keinoalustoille kertyneen perifytonin *a*-klorofyllin ja kiintoaineen perusteella arvioitiin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä (MANOVA, vakiovariانسsisuusehto Levenen testi $p < 0.001$). Järvikohtaisia eroja arvioitiin Post hoc-testauksena ei-parametrisella Dunnetin T3-testillä. Järvien keskimääräisille vedenlaatutiedoille (Manninen ym. 2003), mitatuille kvantitatiivisille muuttujille *a*-klorofyllille ja kiintoaineelle sekä lajistosta lasketuille tunnusluvuille laskettiin korrelaatiomatriisi.

Piileväaineistosta lasketut ekologiset tunnusluvut

Taksonimäärään ja runsaussuhteisiin perustuvina lajistokoostumusta kuvaavina ekologisina muuttujina käytettiin kunkin kohdejärven havaittua kokonaistaksonimäärää, keskimääräistä taksonimäärää alustaa kohden (vain luonnonalustat) sekä Shannon-Weaverin diversiteetti- eli monimuotoisuusindeksiä ja tasaisuusindeksiä (Shannon ja Weaver 1948).

Kunkin järvityypin vertailu- ja kuormitusjärven piileväyhteisöjen samankaltaisuutta tarkasteltiin yleisimmin käytetyillä binäärisillä Jaccardin ja Sørensenin samankaltaisuusindekseillä (mm. Krebs 1998). Binääriset samankaltaisuusluvut perustuvat lajiluetteloihin, joissa on tieto lajin esiintymisestä tai sen puuttumisesta, mutta ei tietoa lajien runsaussuhteista. Lisäksi laskettiin vertailujärvien ja kuormitettujen järvien välinen Sørensenin etäisyysindeksi (McCune ja Mefford 1999), joka hyödyntää myös lajien runsaustiedot. Sørensenin etäisyysindeksi on paljon käytetty etäisyys- ja erilaisuusmitta, jota voi geometrisesti havainnollistaa tutkimalla kahden tai useamman lajiyhteisön etäisyyttä toisistaan koordinaatistossa. Indeksit laskettiin kuvaamaan koko tutkittavan järvijoukon piileväyhteisöjen keskinäisiä eroja.

Kunkin järvityypin vertailujärviparille kokeiltiin em. monimuotoisuutta ja yhteisökoostumusta kuvaavista muuttujista ns. ekologinen suhdeluvun (Ecological Quality Ratio, EQR) laskemista (EY 2000, CIS 2002). Se saatiin jakamalla kuormitettujen järvien ekologisten muuttujien arvot (observed) vastaavilla vertailujärvien muuttuja-arvoilla (expected) eli $EQR = o/e$. Vertailujärviä ja kuormitettuja järviä oli vain yksi kutakin järvityyppiä kohti.

Piileväaineistoon perustuvat ekologiset ryhmät ja vedenlaatuindeksit.

Kaikkien alustatyyppien piileväaineisto käsiteltiin Omnidia 3 -tietokoneohjelmalla (Lecointe ym. 1993), joka sisältää tiedot piilevien ympäristövaatimuksista useiden eri ekologisten muuttujien suhteen. Muuttujia ovat mm. pH, saprobia (orgaanisen aineen kuormitus eli likaantuminen), ravinteisuus (trofia-aste), typen eri esiintymismuotojen käyttö, happipitoisuus, kosteus ja kasvupaikka (mm. planktinen tai alustalla kasvava) (taulukko 4). Tarkastelun kohteena olevasta piileväaineistosta ohjelma muodostaa eri indikaattoriryhmien suhteellisten osuuksien perusteella kunkin luokan mukaiset jakaumat (esim. van Dam ym. 1994). Jakaumista voidaan tehdä johtopäätöksiä mm. vesistön tilasta. Ohjelmalla rekonstruoitiin myös laskennallinen pH Renbergin ja Hellbergin (1982) menetelmällä. Kustakin piileväpreparaatista keskimääräinen pH-arvo laskettiin sekä viiteen että yhdeksään pH-luokkaan ryhmitellyn aineiston perusteella.

Lisäksi Omnidia 3 -ohjelmalla laskettiin Zelinka-Marvanin (1961) kaavaan perustuen piilevälajiston herkkyyteen, suhteelliseen runsauteen ja indikaatioarvoon pohjautuvia veden tilaa kuvaavia indeksejä ja muita tunnuslukuja. Indeksointi on kehitetty alun perin Keski-Euroopan virtavesiin, joiden kemiallinen tila poikkeaa huomattavasti Suomen olosuhteista, joten indeksien tulkinnassa on tässä tutkimuksessa käytetty varovaista lähestymistapaa.

Ohjelman laskemista vedenlaatua kuvaavista piileväindekseistä testattavaksi valittiin Elorannan (1999), Elorannan ja Anderssonin (1998) sekä Elorannan ja Kvandransin (1996) Suomen oloissa tehtyjen virtavesitutkimusten tulosten pohjalta yleisesti käytössä olevat indeksit TDI (Trophic Diatom Index; Kelly ja Whitton 1995), PSI (Pollution Sensitivity Index; Cemagref 1982), GDI (Generic Diatom Index; Coste ja Ayphassorho 1991) ja Descyn indeksi (Descy 1979).

TDI-indeksi on kehitetty Englannissa kuvaamaan lähinnä veden ravinteisuutta. Indeksillä on tarkoitettu mm. jätevedenpuhdistamon kuormituksen alapuolisten jokialueiden ravinnevaikutuksien havainnointiin. Indeksillä heijastaa myös orgaa-

nista kuormitusta, koska orgaaninen kuormitus usein liittyy ravinnekuormitukseen. TDI-indeksin tueksi ja sen arviointia varten ohjelma laskee myös ns. orgaanista kuormitusta sisältävien lajien suhteellisen osuuden (PT%).

PSI- ja GDI-indeksit kuvaavat etupäässä veden orgaanista kuormitusta. PSI-indeksin valinta perustuu sen sisältämään taksonilukumäärään, joka käsittää kaikki lajit. Siten sen voi olettaa antavan monipuolisemman kuvan veden laadusta verrattuna useimpiin muihin orgaanista kuormitusta ja hajotusta kuvaaviin indekseihin (mm. Eloranta 2000). GDI-indeksi ottaa huomioon pelkästään piilevien sukuun perustuvat indikaatiot eli tarkasteluun riittää niiden tuntemus, mitä voidaan pitää etuna menetelmän yleisen sovellettavuuden ja käyttökelpoisuuden kannalta.

Omnia-ohjelmisto tekee valituille indekseille muunnokset siten, että kunkin indeksin tuottamat arvot muutetaan asteikolle 0 - 20. Asteikkoa tulkitaan siten, että vähiten likaantuneet ja rehevöityneet vedet saavat arvon 20 ja veden laadun muuttuessa huonommaksi indeksi laskee. Poikkeuksena on TDI indeksi, jonka asteikko on 0 - 100 ja vedenlaatu tulkinta päinvastainen. Tässä yhteydessä TDI-indeksin arvo on kuitenkin skaalattu ja arvo muutettu käänteiseksi vastamaan muiden indeksien tulkintaa.

Monimuuttujamenetelmät

Piileväaineistojen tiivistämisessä sekä keskeisten ympäristömuuttujien ja lajistotiedon yhteyden selvittämisessä käytettiin monimuuttujamenetelmiin kuuluvia ordinaatioita. Ohjelmistona oli PcOrd versio 4.2 (McCune ja Mefford 1999). Lajiston yksilömäärät havaintopaikoilla muistuttivat useimmissa tapauksissa lähinnä negatiivista binomijakaumaa, joten koko lajistoaineistolle tehtiin logaritmimuunnos $\log(1+x)$.

Ensivaiheessa pääkomponenttianalyysissä (PCA) tarkasteltiin havaintopaikkojen ja niiden näytteiden keskinäistä ryhmittymistä lajikoostumuksen ja ympäristömuuttujien mukaisesti. Ympäristömuuttujina käytettiin fysikaalis-kemiallisten muuttujien, kokonaisfosforin, kokonaistypen, värin, näkösyvyyden, veden *a*-klorofyllin ja pH:n ulapan tuloksia vuosilta 1991 - 2001 (taulukko 1). Lisäksi ympäristömuuttujiksi valittiin polykarbonaattilevyiltä mitatut perifytonin *a*-klorofylli ja kiintoaine. Komponointimatriisina käytettiin keskitettyä varianssimatriisia.

Toisessa vaiheessa aineistoa tarkasteltiin laajemmin kaikilta havaintopaikoilta kaikki alustatyypit yhdistettyinä (pooled). Litoraalien leväyhteisöjen samankaltaisuutta ja keskinäistä ryhmittymistä eri tyyppisiä ja erilaista kuormitusta edustavien järvien sekä eri alustatyyppien välillä tarkasteltiin DCA-ordinaatiolla (Hill ja Gauch 1980).

Taulukko 4. Tutkimuksessa käytetyn Omnidia 3 -ohjelman (Lecointe ym. 1993) sisältämät piilevätaksonien ekologisten indikaattoriarvojen luokittelut (van Dam ym.1994).

pH-luokka		pH-alue	
1	asidobiontit	optimialue pH < 5,5	
2	asidofiilit	pääasiassa pH < 7	
3	sirkumneutraalit	pääasiassa noin pH 7	
4	alkalifiilit	pääasiassa pH > 7	
5	alkalibiontit	ainoastaan pH > 7	
6	indifferentit	ei selvää optimi-pH:ta	
Typenkäyttömuodot			
1	typpiautotrofit, sietävät vain pieniä pitoisuuksia orgaanista typpeä		
2	typpiautotrofit, sietävät kohonneita orgaanisen typen pitoisuuksia		
3	fakultatiiviset typpiheterotrofit, voivat käyttää vaihtoehtoisesti orgaanista typpeä		
4	typpiheterotrofit, tarvitsevat orgaanista typpeä		
Saprobialuokka		Hapen kyllästysaste (%)	Biologinen hapenkulutus, BOD ₅ (mg O ₂ /l)
1	oligosaprobit	> 85	< 2
2	beeta-mesosaprobia	70 - 85	2 - 4
3	alfa-mesosaprobia	25 - 70	4 - 13
4	alfa-meso/polysaprobia	10 - 25	13 - 22
5	polysaprobit	< 10	> 22
Trofia-aste			
1	oligotrofia		
2	oligo-mesotrofia		
3	mesotrofia		
4	meso-eutrofia		
5	eutrofia		
6	hypereutrofia		
7	laaja-alaiset		

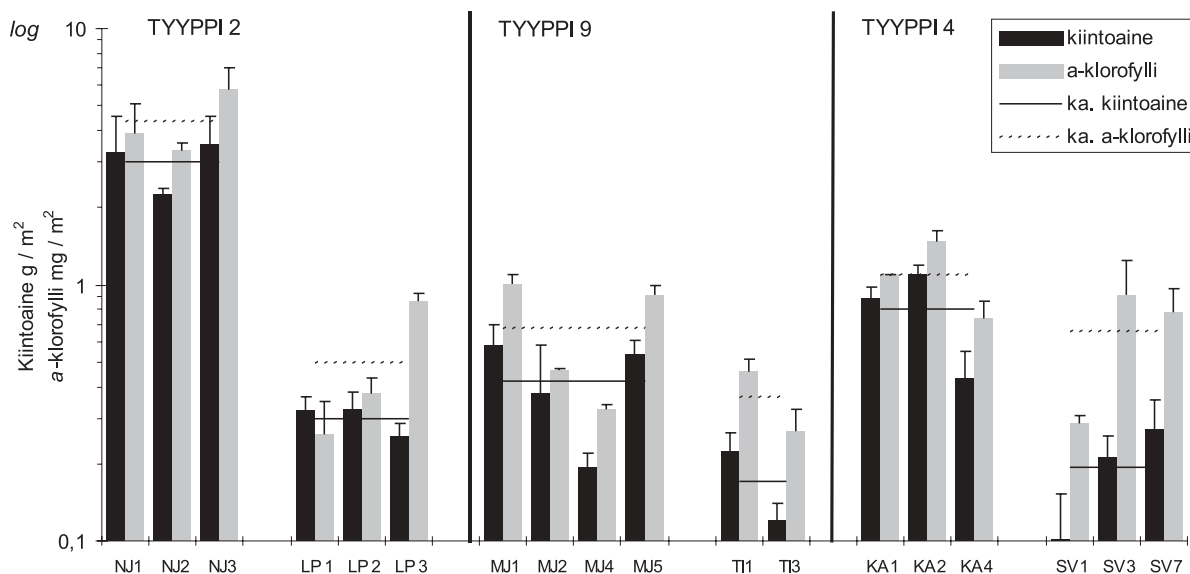
3.4 Tulokset

3.4.1 Kvantitatiiviset mittaukset

Suurimmat perifytonin *a*-klorofylli ja kiintoainemäärät mitattiin tyyppin 2 kuormitusta järvestä eli Niemisjärvestä, jossa *a*-klorofyllin määrä oli keskimäärin 4,3 mg/m² (keskihajonta \pm 0,9 mg/m²) ja kiintoaineen keskimäärin 3,1 g/m² (keskihajonta \pm 0,8 g/m²). Vastaavasti pienimmät arvot mitattiin tyyppin 9 vertailujärvestä eli Tiilikasta, jossa *a*-klorofyllin määrä oli keskimäärin 0,36 mg/m² (keskihajonta \pm 0,06 mg/m²) ja kiintoaineen 0,17 g/m² (keskihajonta \pm 0,03 g/m²) (kuva 2).

Ryhmänä kuormitetut järvet erosivat vertailujärviryhmästä perifytonin *a*-klorofyllin sekä kiintoainemäärän perusteella toisistaan tilastollisesti erittäin merkitsevästi (MANOVA; *a*-klorofylli, $F = 13.59$, $p = 0.001$ ja kiintoaine $p = 0.000$, $F = 17.22$).

Kaikki vertailujärvet (Lika-Pyöree, Suuri-Vahvanen ja Tiilikka) osoittautuivat hyvin samankaltaisiksi (ei tilastollista eroa) perifytonin *a*-klorofyllin suhteen, kun otettiin huomioon koko järven perifytonin keskimääräinen *a*-klorofylli ja tulosten vaihtelu järven eri havaintopaikkojen kesken (Dunnetin T3-testi $p > 0.340$). Kiintoaineen perusteella tyyppin 2 vertailujärvi Lika-Pyöree erosi tyyppien 4 ja 9 vertailujärvistä, Suuri-Vahvasesta ja Tiilikasta, tilastollisesti vain melkein merkitsevästi ($p = 0.048$ ja 0.028). Kuormitetut järvet erosivat keskenään toisistaan

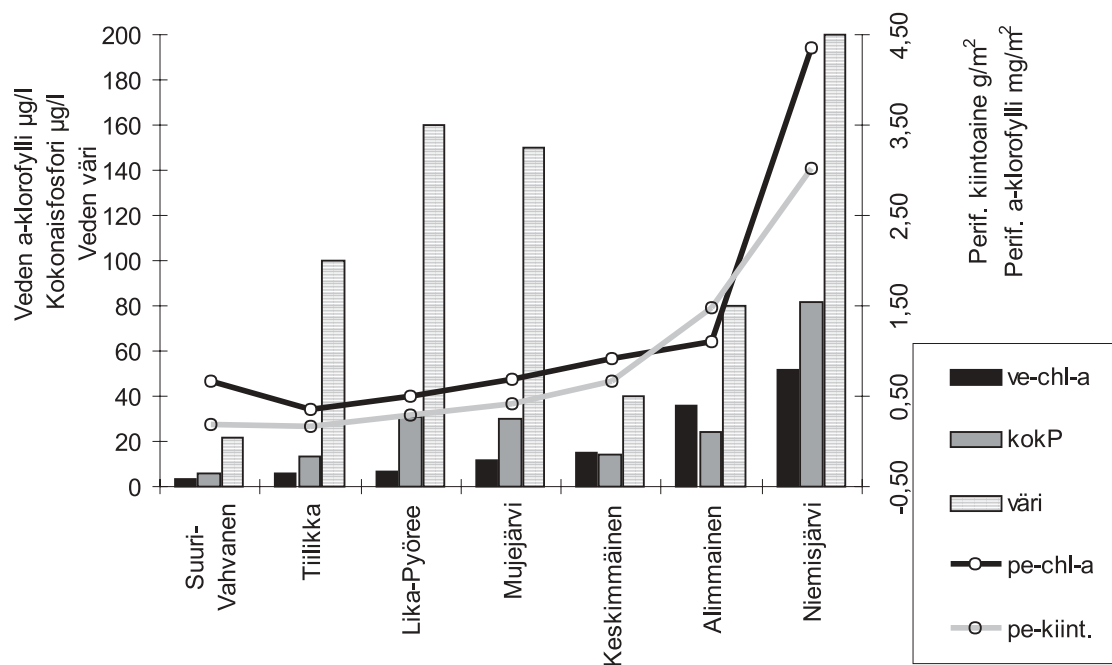


Kuva 2. Perifytonin kiintoaine- ja *a*-klorofyllimäärät polykarbonaattilevyillä kohdejärville sekä järvittäiset keskiarvot (ka). NJ = Niemisjärvi, LP = Lika-Pyöree (vertailujärvi), MJ = Mujejärvi, TI = Tiilikka (vertailujärvi), KA = Keskimäinen-Alimmainen, SV = Suuri-Vahvanen (vertailujärvi). Kultakin kohdejärveltä on mukana 2 - 4 näytettä (levyä).

tilastollisesti sekä *a*-klorofyllin että kiintoaineen perusteella ($p > 0.05$) lukuun ottamatta Keskimäinen-Alimmaista ja Mujejärveä, jotka *a*-klorofyllin perusteella eivät eronneet toisistaan ($p = 0.095$). Tyypin 9 vertailujärveä Tiilikkaa ja kuormitettua Mujejärveä ei voitu tilastollisesti erottaa toisistaan *a*-klorofyllin tai kiintoaineen määrän perusteella.

Tulosten perusteella perifytonin tuotannollinen kasvuvaste eli *a*-klorofyllin määrä sekä kiintoainemäärä kuvaavat erittäin hyvin kohdealueiden veden ravinteikkuutta. Kohdealueiden keskimääräisten vedenlaatuarvojen (kok. P, kok.N, veden *a*-klorofylli ja väri) ja perifytonin mittaustulosten välillä vallitsee erittäin suuri positiivinen korrelaatio (kuva 3, taulukko 5). Sitä vastoin leväyhteisöstä laskettujen ekologisten tunnuslukujen (kts. tarkemmin luku 3.4.3) sekä veden laadun ja perifytonin *a*-klorofyllin ja kiintoaineen välillä ei näyttäisi olevan tilastollisesti merkittävää yhdenmukaisuutta (taulukko 5).

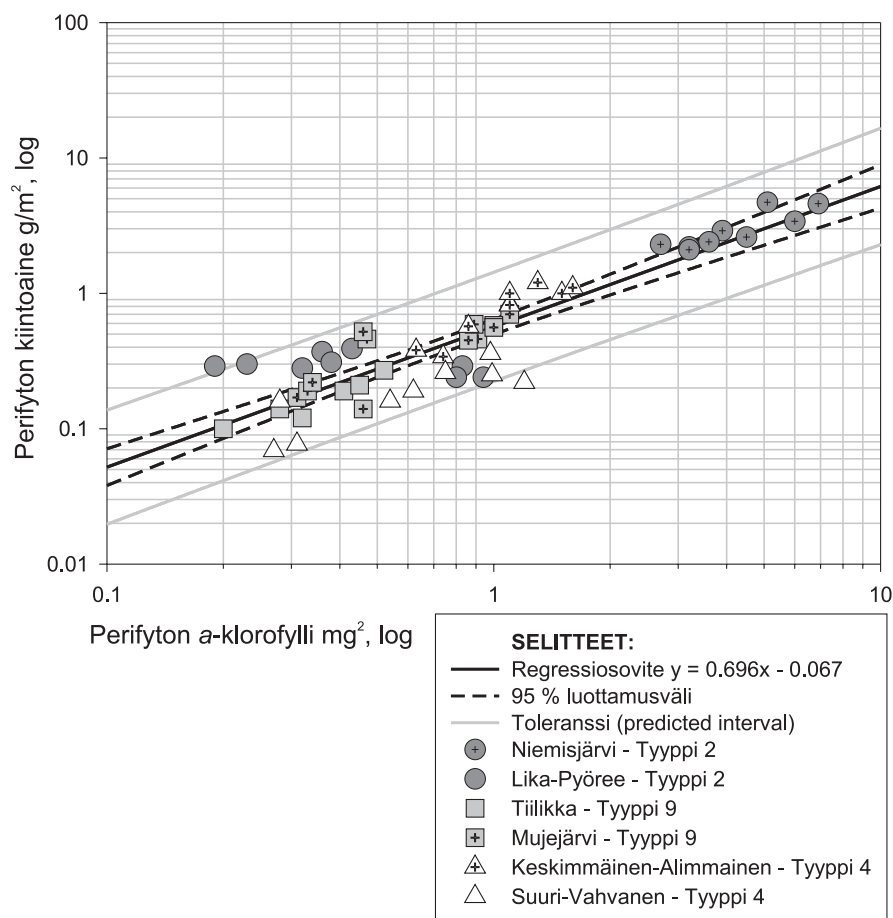
Vaikka perifytonista määritettyyn kiintoaineeseen sisältyy myös mineraaliainesta sekä humusta, vallitsee perifytonin *a*-klorofyllin ja kiintoaineen välillä erittäin suuri keskinäinen autokorreloituvuus ($\text{Pearson } r^2 = 0.97, p > 0.001$) (kuva 4).



Kuva 3. Perifytonin keskimääräiset *a*-klorofylli (pe-chl-a) ja kiintoainemäärät (pe-kiint.) suhteessa kohdejärvien vedenlaatuomuuksiin, veden *a*-klorofylliin (ve-chl-a), kokonaisfosforiin (kokP) ja väriin. Kohdejärvet järjestetty nousevaan järjestykseen veden *a*-klorofyllimäärän perusteella.

Taulukko 5. Perifytonaineistosta laskettujen analyysien ja yhteisötunnuslukujen sekä vesianalyysien ja väliset korrelaatiot (Pearson), mukana kaikki kohdejärvet. PEKIINT = perifytonin kiintoaine, PEACHL = perifytonin α -klorofylli, VACHL = veden α -klorofylli, NLAJI = lajilukumäärä. * = tilastollisesti melkein merkitsevä ($p < 0.05$), ** = tilastollisesti merkitsevä ($p < 0.01$).

		PEKIINT	PEACHL	KOKP	KOKN	VÄRI	VACHL	NLAJI	DIVERSITEETTI
PEACHL	r	0.98							
	p	0.001**							
KOKP	r	0.93	0.92						
	p	0.007**	0.009**						
KOKN	r	0.84	0.87	0.75					
	p	0.036*	0.024*	0.084					
VÄRI	r	0.59	0.56	0.83	0.35				
	p	0.220	0.249	0.039*	0.497				
VACHL	r	0.95	0.98	0.94	0.79	0.61			
	p	0.001**	0.001**	0.006**	0.063	0.196			
NLAJI	r	0.11	0.11	0.23	0.38	0.18	0.09		
	p	0.833	0.831	0.667	0.456	0.727	0.861		
DIVERSITEETTI	r	-0.29	-0.27	-0.11	0.14	0.09	-0.35	0.62	
	p	0.575	0.611	0.844	0.789	0.868	0.497	0.194	
TASAISUUS	r	-0.36	-0.35	-0.14	-0.14	0.21	-0.40	0.05	0.78
	p	0.484	0.492	0.787	0.796	0.685	0.434	0.922	0.069



Kuva 4. Polykarbonaattilevyiltä analysoidun perifytonin α -klorofyllin ja kiintoaineen välinen korrelaatio.

3.4.2 Perifytonnäytteiden yleiskatsaus

Detrituksen arvioitu osuus oli yleensä selvästi suurin kivillä, mutta järvi-kohtaiset erot olivat erittäin suuria (taulukko 6). Niemisjärvessä ja Mujejärvessä detrituksen osuus oli kaikilla luonnonalustoilla suuri (70 - 95 %). Keskimäinen-Alimmaisessa ja Suuri-Vahvasessa detrituksen osuus oli kohtalaisen suuri (30 - 85 %) ja Tiilikassa (5 - 80 %) ja Lika-Pyöreessä (20 - 90 %) näytteiden välinen vaihtelu oli voimakkainta. Polykarbonaattilevyiltä kerätyissä näytteissä oli detritusta kohtalaisen paljon kaikilla järvillä (50 - 90 %).

Piilevien osuus näytteissä vaihteli melkoisesti. Suurin niiden osuus oli Tiilikassa (20 - 75 %), Keskimäinen-Alimmaisessa (5 - 40 %) ja Suuri-Vahvasessa (10 - 20 %). Niemisjärvessä (< 1 - 20 %), Lika-Pyöreessä (< 1 - 10 %) ja Mujejärvessä (< 1 - 5 %) piilevien osuus oli osassa näytteitä hyvin pieni. Piilevien osuus oli useimmiten suhteessa pienin kivi-näytteissä, mikä selittyy detrituksen runsaudella (taulukko 6).

Rihmamaisia sinileviä oli luonnonalustoilla kohtalaisen paljon Lika-Pyöressä ja Suuri-Vahvasessa, rihmamaisia viherleviä oli melko runsaasti lähes kaikissa näytteissä, vähiten Tiilikassa. Rihmamaisia yhtymäleviä havaittiin eniten Tiilikan ja Keskimäinen-Alimmaisen näytteissä ja vähiten Niemisjärven näytteissä (taulukko 6).

Mujejärven luonnonalustojen näytteissä oli kohtalaisen runsaasti eläimiä (10 - 15 %), harvasukamatoja ja surviaissääskien toukkia. Myös Niemisjärven ja Lika-Pyöreen joissakin näytteissä oli muutamia eläimiä. Eläimiä havaittiin kaislalta ja kortteelta otetuissa näytteissä, muilla alustoilla niitä ei ollut (taulukko 6).

3.4.3 Piilevät

Lajisto ja tunnusluvut

Suurimmat taksonimäärät havaittiin yleensä kiviltä otetuissa näytteissä, joilla oli keskimäärin 53 taksonia näytettä kohden ja pienimmät makrofyyteiltä, joilla oli keskimäärin 34 taksonia näytettä kohden (taulukko 7). Suurimmillaan näytteiden välinen ero taksonimäärissä oli moninkertainen siten, että Lika-Pyöreen järvikor-tenäytteiltä havaittiin 60 taksonia ja Tiilikan pullosaranäytteiltä 14 taksonia.

Makrofyyteiltä ja polykarbonaattilevyiltä otetuissa näytteissä ei ollut havaittavissa systemaattista eroa taksonimäärissä, vaan ne näyttivät vaihtelevan satunnaisesti alueittain (kuva 5). Diversiteetti oli runsain kivipintojen piileväyhteisöissä. Taksonilukumäärän, diversiteetin ja tasaisuuden vaihtelut olivat suurimmat polykarbonaattilevyillä.

Piilevien yhteenlaskettu kokonaistaksonimäärä oli 169 (liite 2). *Achnanthes minutissima* oli usein hyvin vallitseva laji perifytonin piilevästössä. Näytteissä lajia oli enimmillään 66 % lasketusta yksilömäärästä. *A. minutissima* oli runsain laji Niemisjärvessä (31 - 66 %), Keskimäinen-Alimmaisessa (6 - 55 %) ja Suuri-Vahvasessa (21 - 48 %). Tiilikassa runsain laji oli *Tabellaria flocculosa* ja Mujejärvessä *Achnanthes linearis*. Lika-Pyöreessä ei ollut selvää valtalajia, mutta lajistossa oli melko runsaasti *Eunotia*-suvun lajeja. Runsaista lajeja olivat myös *A. linearis*, *T. flocculosa* ja *T. quadriseptata* (liite 2).

Taulukko 6. Eri leväryhmien ja muun aineksen suhteelliset osuudet mikroskoopin näkökentän peittävyysarviona luonnon- ja keinoalustoilta kerätystä perifytonnäytteistä.

LUONNONALUSTAT							
Havaintopaikka	Alusta	Osuus (%)		Piilevät	Rihmamaiset viherlevät	Rihmamaiset yhtymälevät	Eläimet
		Detritus	Rihmamaiset sinilevät				
Niemisjärvi							
NJ 1	järvikorte	95		+	2	+	3
NJ 2	kivi	90		8	2	+	
NJ 3	järvikaista	70	+	2	28	+	
NJ 7	kivi	95	2	2	1		
NJ 8	järvikaista	70		20	+	10	
Tiilikka							
TI 1	järviruoko	5	+	75	+	20	
TI 2	sara	5		20	+	75	
TI 3	kivi	80		20	+	+	
TI 4	sara	5	+	60	5	30	
Lika-Pyöree							
LP 1	järvikorte	90	5	+	5	+	5
LP 2	järvikaista	60	5	10	10	10	
LP 3	järvikaista	20	70	+	10	10	
Mujejärvi							
MJ 1	järvikorte	80		+	5		15
MJ 2	kivi	80		5	15		
MJ 4	järvikaista	70		+	20		10
MJ 5	järvikorte	80		5	5		10
Keskimmäinen- Alimmainen							
KA 1	järviruoko	50	+	25	10	15	
KA 2	sara	30		40	5	25	
KA 4	kivi	85		5	5	5	
KA 6	kivi	80		10	10	+	
KA 7	sara	40		40	5	15	
KA 8	sara	30		30	20	20	
Suuri-Vahvanen							
SV 1	järviruoko	30	30	20	10	10	
SV 3	kivi	60	10	10	10	10	
SV 7	järviruoko	30	30	15	10	15	

POLYKARBONAATTIALUSTAT

Havaintopaikka	Osuus (%)		Piilevät	Rihmamaiset viherlevät	Rihmamaiset yhtymälevät	Eläimet
	Detritus	Rihmamaiset sinilevät				
Niemisjärvi	95		3	2		
Tiilikka	60		20	10	10	
Lika-Pyöree	90		5	5		
Mujejärvi	50		10	40	+	
Keskimmäinen- Alimmainen	60		25	10	5	
Suuri-Vahvanen	50		40	+	10	

Taulukko 7. Eri alustoilta kaikilta kohdejärviltä lasketut näytekohtaiset keskimääräiset (ka.) piilevätaksien lukumäärät, diversiteetti- ja tasaisuusindeksin (Shannon-Weaver) arvot sekä keskihajonnat (s).

Alusta	Taksien lkm.		Diversiteetti		Tasaisuus	
	ka.	s	ka.	s	ka.	s
Kivi	53	3,9	4,0	0,62	0,71	0,10
Makrofyytit	34	9,5	2,9	0,59	0,57	0,08
Polykarbonaatti	41	13,5	3,3	0,81	0,61	0,12

Luonnonalustoilla kokonaistaksonimäärät olivat suurimmat Keskimmäinen-Alimmaisella (94) ja Niemisjärvellä (87) sekä pienimmät Tiilikalla (66) ja Suuri-Vahvasella (67) (taulukko 8). Suurin järven sisäinen lajistollinen ero alustojen välillä oli Tiilikassa. Suurin keskimääräinen taksonimäärä näytettä kohden oli Lika-Pyöreessä (ka. 45 taksonia). Diversiteetti- ja tasaisuusindeksi olivat myös korkeimmat Lika-Pyöreessä. Tunnuslukuja verrattaessa on otettava huomioon, että näytteitä on otettu tutkimuskohteista eri määrät ja erilaisilta alustoilta.

Vertailujärvien taksonimäärä jäi kuormitettujen järvien taksonimäärää hieman pienemmäksi. Diversiteetti- ja tasaisuusindeksien suhteen tuloksissa ei ollut nähtävissä säännönmukaisuutta kuormitettujen ja vertailujärvien välillä. Luontaisesti rehevää tyyppiä 2 edustavilla Niemisjärvellä ja Lika-Pyöreellä diversiteetti-indeksien arvot olivat lievästi suuremmat kuin muilla tutkituilla järvillä.

Yhteisökoostumusta tarkastelemalla järvien välillä todettiin eroavuuksia. Sekä Jaccardin että Sørensenin lajistolliset samankaltaisuusindeksit, joita voidaan käyttää EQR-indeksien tavoin, poikkesivat selkeästi kuormitus- ja vertailujärvien välillä kussakin järviyypissä (taulukko 8). Suurin ero molemmilla samankaltaisuusindekseillä saatiin Niemisjärven ja Lika-Pyöreen välille. Sekä lajimäärän että runsaussuhteet huomioon ottavalla Sørensenin etäisyysindeksillä tarkasteltuna järvi-joukko ryhmittyi kohtuullisen hyvin kunkin tyyppin mukaisesti. Poikkeuksen muodosti vain tyyppin 2 vertailujärvi Lika-Pyöree, joka yhteisöllisen samankaltaisuutensa perusteella sijoittui lähemmäksi tyyppin 9 järviä kuin tyyppin 2 kuormitettua järveä, Niemisjärveä (taulukko 8).

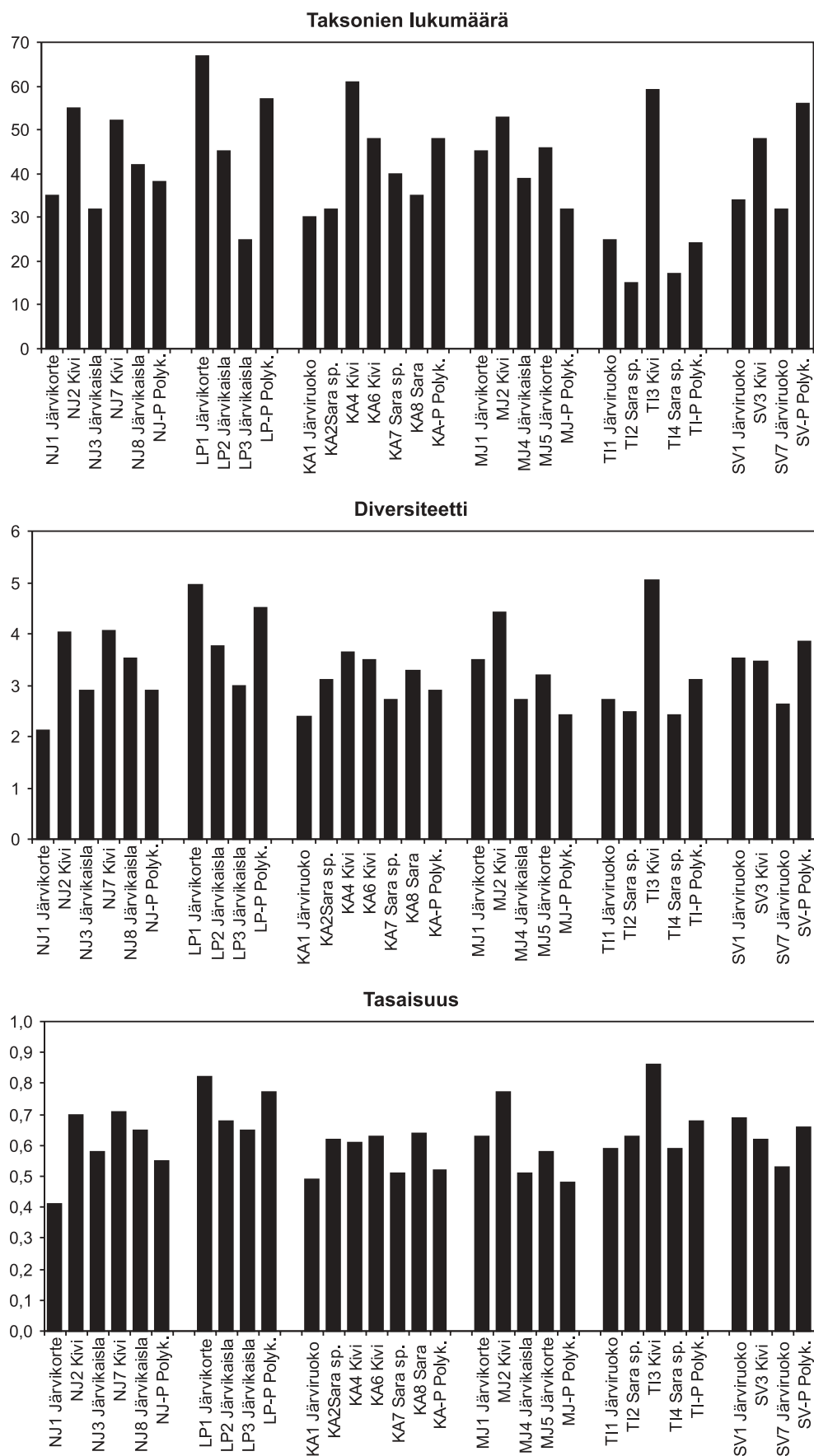
Laskennallinen pH ja pH-luokat

Happamuustason indikaattorilajien perusteella saadut laskennalliset pH-arvot poikkesivat osassa järviä jonkin verran toisistaan, osassa arvot olivat samat. Suurin ero eri tavoin laskettujen pH-arvojen välillä oli Suuri-Vahvasessa. Alle 100 %:n jäävät jakaumat johtuvat siitä, että kaikkia havaittuja taksoneja ei ole mukana ohjelman luokittelussa (taulukko 9).

Tulosten perusteella Niemisjärven pH on korkein, kun taas Lika-Pyöree ja Mujejärvi ovat kohtalaisen happamia. Tiilikan pH-arvo on molemmilla tavoin laskettuna tutkituista järvistä alhaisin. Keskimmäinen-Alimmaisen laskennallinen pH-arvo oli hieman alle neutraalin, mikä sopii mesotrofiselle ja lievästi humuspitoiselle järvelle. Suuri-Vahvasen kasvukauden havaitut pH-arvot ovat olleet jonkin verran korkeampia kuin laskennallinen pH. Tosin havaintoaineisto on varsin niukka. Niemisjärven suureen humuspitoisuuteen nähden korkeahko pH-arvo selittyy järven rehevyydellä, sillä voimakas perustuotanto nostaa veden pH:ta kesäaikana. Lika-Pyöree, Mujejärvi ja Tiilikka ovat väriarvon perusteella selvästi humusvaikutteisia, mikä selittää melko alhaiset pH-arvot.

Laskennallisen pH:n antamaa kuvaa järvien happamuustasosta voidaan täydentää, kun tarkastellaan piilevien jakautumista pH-luokkiin. Niemisjärvessä valtaosa levistä oli neutraaleissa oloissa viihtyviä, ja alkalifiilisiä (pääasiassa yli pH 7:ssä tavattavia) leviä oli kohtalaisesti. Tutkituista järvistä vain Niemisjärven näytteissä oli säännöllisesti jonkin verran ainoastaan emäksisissä oloissa eläviä (alkalibiontteja) lajeja (kuva 6).

Mesotrofisissa Keskimmäinen-Alimmaisessa ja Mujejärvessä sekä karussa, kirkasvetisessä Suuri-Vahvasessa vallitsivat samoin neutraalien olojen lajit, mutta asidofiilisiakin eli pääasiassa alle pH 7:ssä tavattavia lajejakin oli kohtalaisesti. Keskimmäinen-Alimmaisessa oli myös alkalifiileja lajeja. Tiilikan ja Lika-Pyöreen happamuus näkyy selvästi asidofiilisten lajien runsautena sekä asidobionttien (optimi-pH alle 5,5) lajien säännöllisenä, joskaan ei kovin runsaana esiintymisenä.



Kuva 5. Piilevätaksonien lukumäärä perifytonnäytteissä sekä aineistosta Omnidia-ohjelmalla lasketut diversiteetti- ja tasaisuusindeksit (Shannon-Weaver). Näytteiden tunnukset taulukossa 3.

Taulukko 8. Luonnonalustoilta (kivet ja makrofyytit) lasketut kokonaistaksonimäärät, alustakohtaiset keskimääräiset lajirunsaudet, diversiteetti- ja tasaisuusindeksit, Jaccardin ja Sørensenin indeksit sekä niitä vastaavat EQR-arvot ja variaatiokertoimet (CV) kohdejärvittäin. Järvityypit viittaavat alustavaan vesipuitteidirektiivin mukaiseen tyypittelyyn (Pilke ym. 2002).

		Tyyppi 2		Tyyppi 4		Tyyppi 9	
		Niemis-järvi	Lika-Pyöree	Kesk.-Alimm.	Suuri-Vahvanen	Mujejärvi	Tiilikka
Kokonaistaksonimäärä	n	87	82	94	67	71	66
	EQR	1,07	1,00	1,40	1,00	1,08	1,00
Taksonimäärä / näyte	n	42	45	41	37	37	28
	CV ±	23	48	31	24	13	73
	EQR	0,93	1,00	1,11	1,00	1,32	1,00
Diversiteetti (Shannon)		3,29	3,88	3,02	3,03	3,42	2,78
	CV ±	1	26	18	19	20	52
	EQR	0,85	1,00	1,00	1,00	1,23	1,00
Tasaisuus		0,61	0,72	0,57	0,58	0,62	0,59
	CV ±	2	13	12	16	17	29
	EQR	0,85	1,00	0,97	1,00	1,06	1,00
Jaccardin samankaltaisuus (Jaccard Similarity Index)	EQR	0,35	1,00	0,41	1,00	0,52	1,00
Sørensenin samankaltaisuus (Sørensen Similarity Index)	EQR	0,52	1,00	0,58	1,00	0,69	1,00
Sørensenin etäisyys (Sørensen Distance Index)		0,16	0,79	0,36	0,33	0,81	0,87

Taulukko 9. Tutkimuskohteiden perifytonin piilevästön perusteella laskettu keskimääräinen pH-arvo (Renberg ja Hellberg 1982) sekä havaittu kesä-syyskuun pH-taso pintavedessä vuosina 1995-2002 (suluissa havaintojen lukumäärä). Keskimääräinen pH-arvo on laskettu sekä viiteen että yhdeksään pH-luokkaan ryhmitellyn aineiston perusteella.

	Laskettu pH-arvo/ 5 luokkaa	Laskettu pH-arvo/ 9 luokkaa	Havaittu pH-taso
Niemisjärvi	6,5	7,0	6,8 - 7,3 (3)
Lika-Pyöree	5,9	5,9	6,5 - 6,6 (2)
Keskimmäinen-Alimmainen	6,4	6,8	6,4 - 7,1 (4)
Suuri-Vahvanen	5,8	6,6	7,0 - 7,1 (2)
Mujejärvi	6,0	6,0	5,6 - 6,0 (3)
Tiilikka	5,6	5,7	6,2 - 6,8 (6)

Trofialuokitus

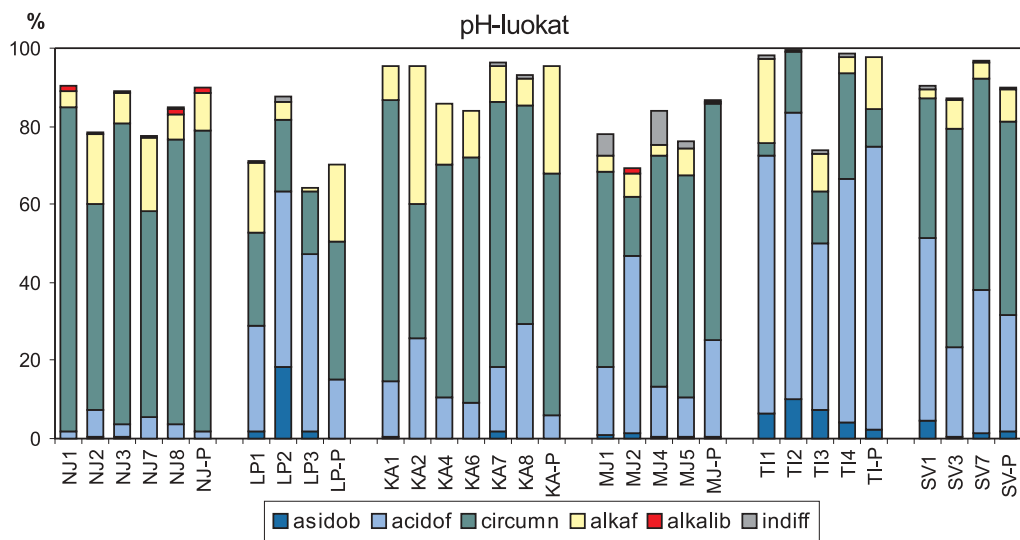
Tutkimusjärvien fosforitaso heijastui osittain perifytonin piilevästön jakautumisessa trofialuokkiin. Mesotrofisissa humusjärvissä fosforitaso ja piilevästön ilmentämä trofiataso eivät vastanneet kovin hyvin toisiaan. Syynä lienee osittain humuksen aiheuttama happamuus, osittain ravinteiden sitoutuminen humukseen, jolloin ne eivät ole välittömästi levien käytettävissä. Useat piilevät ilmentävät siten rehevyyttä pH-sidonnaisuuden kautta.

Rehevässä Niemisjärvessä oli tutkituista järvistä selvästi eniten eutrofisen ympäristön lajeja sekä melko runsaasti meso-eutrofiseksi luokiteltuja lajeja (kuva 7). Toisaalta karussa Suuri-Vahvasessa ja lievästi mesotrofisessa Tiilikassa oligo- ja mesotrofiset lajit olivat vallitsevia. Suuri-Vahvasessa myös indifferenteillä lajeilla oli merkittävä osuus. Keskimäinen-Alimmainen oli piilevien perusteella selvimmän mesotrofinen, sillä lajistossa olivat edustettuina kaikki luokat hypertrofialukuun ottamatta. Tummavetisten Lika-Pyöreen ja Mujejärven lajisto oli painotunut oligotrofiaan, mikä ei vastaa järvien todettuja kokonaisfosforipitoisuuksia.

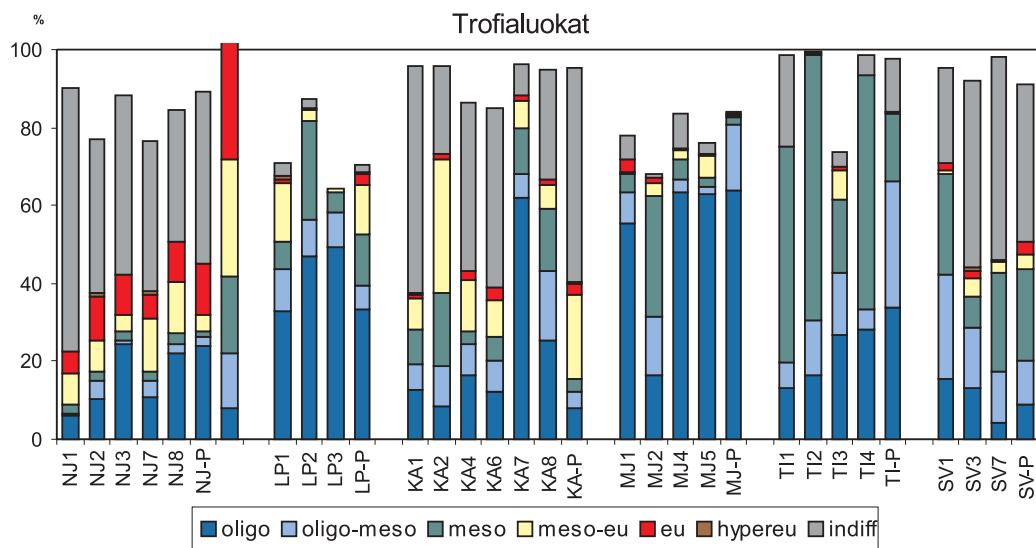
Saprobialuokitus

Trofia kuvastaa veden tuotantopotentiaalia, kun taas saprobia kuvaa veden hengitysakтивiteettia eli hajotustoiminnan määrää ja liittyy helposti hajoavan orgaanisen aineen määrään vedessä. Ravinnekuormitus ja saprobia kytkeytyvät vesistöissä usein vahvasti toisiinsa. Saprobia-asteeseen vaikuttavat esimerkiksi jätevedet. Sen sijaan hitaasti hajoavat humusaineet eivät lisää merkittävästi veden saprobiaa. Karujen humuspitoisten vesien piilevät ovat yleensä oligosaprobeja eli suosivat vettä, jonka orgaaninen kuormitus on vähäinen (Eloranta 1995). Tämä näkyi myös Lika-Pyöreen ja Mujejärven lajistossa, jossa ehdottomasti vallitsevin ryhmä oli juuri oligosaprobitt (kuva 8).

Valtaosa perifytonnäytteiden piilevistä oli oligosaprobeja tai beeta-mesosaprobeja eli ilmensivät melko vähäistä veden orgaanisen aineen määrää (kuva 8). Niemisjärven rehevyys heijastui myös saprobiajakaumaan, sillä järvessä oli jonkin verran myös alpha-mesosaprobeja sekä alpha-meso/polysaprobeja lajeja. Yleisesti ottaen saprobia-asteen vaihtelu oli vähäisempää kuin pH- tai trofia-asteen vaihtelu.



Kuva 6. Perifytonnäytteiden piilevien jakautuminen pH-luokkiin (van Dam ym. 1994). Näytteiden tunnukset taulukossa 3 ja pH-luokat taulukossa 4.

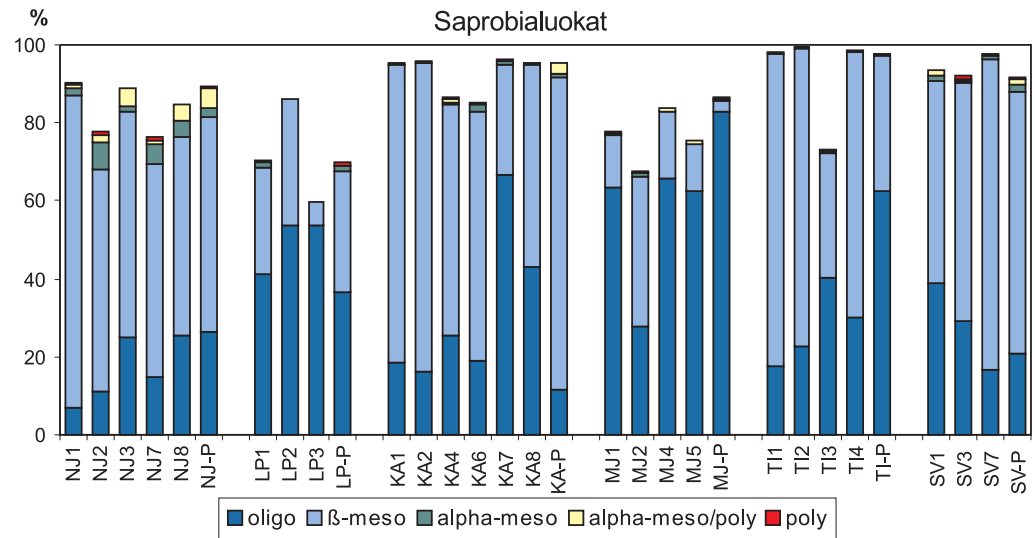


Kuva 7. Perifytonnäytteiden piilevien jakautuminen trofia-luokkiin (van Dam ym. 1994). Näytteiden tunnukset taulukossa 3 ja trofia-luokat taulukossa 4.

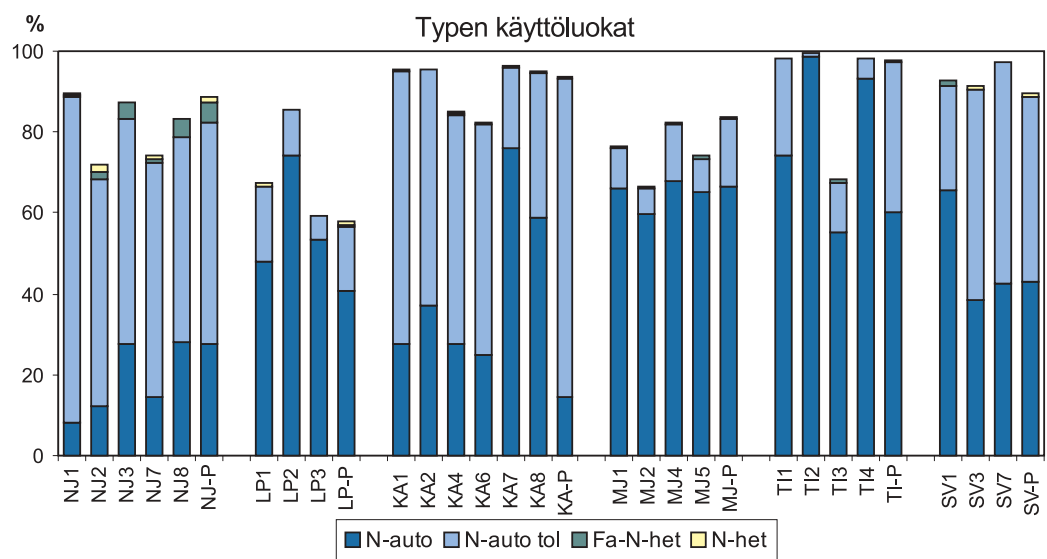
Typen käyttömuodot

Orgaanisia typpiyhdisteitä käyttävien tai niille herkkien lajien esiintyminen liittyy läheisesti saprobia-asteeseen, sillä runsaasti orgaanista ainesta sisältävissä vesissä, esim. jätevesissä, on yleensä myös orgaanisia typpiyhdisteitä, jotka mahdollistavat typpiheterotrofien esiintymisen.

Kaikkien alustatyyppien näytteissä tavattiin lähes yksinomaan typpiautotrofeja piileviä, jotka eivät käytä veden orgaanisia typpiyhdisteitä. Ainoastaan Niemisjärvennäytteessä oli jonkin verran typpiheterotrofeja eli veden orgaanisia typpiyhdisteitä käyttäviä piileviä (kuva 9). Typen käyttömuotojen vaihtelu oli pitkälti samansuuntaista kuin saprobia-asteen vaihtelu.



Kuva 8. Perifytonnäytteiden piilevien jakautuminen saprobialuokkiin (van Dam ym. 1994). Näytteiden tunnukset taulukossa 3 ja saprobialuokat taulukossa 4.



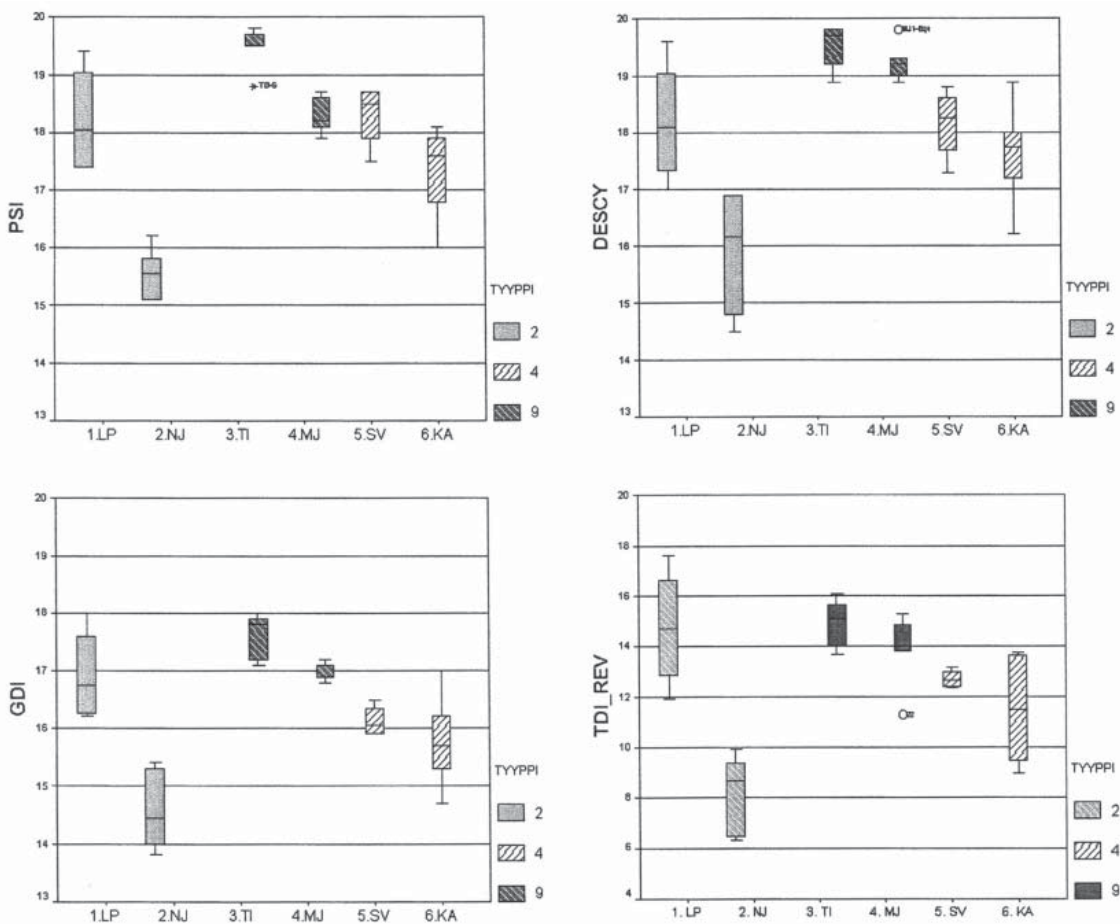
Kuva 9. Perifytonnäytteiden piilevien jakautuminen typen käyttöluokkiin (van Dam ym. 1994). Näytteiden tunnukset taulukossa 3 ja typenkäyttöluokat taulukossa 4.

Biologiset indeksit ja niiden tulkinta

Vertailtaessa eri indeksien arvoja kuormitetuilla järvillä pienimmät keskimääräiset indeksiarvot saatiin TDI:llä 12,8 ja suurimmat arvot saatiin PSI:llä 18,1 ja Descy:llä 17,5 GDI:n arvo oli 15,7. Vastaavat arvot vertailujärvillä olivat: TDI (15,3), PSI (19,1), Descy (18,7) ja GDI (16,9). Vertailujärvien osalta Tiilikka (tyyppi 9) sai suurimmat eli parasta vedenlaatua osoittavat indeksiarvot kaikissa indeksitarkasteluissa; yleiskeskisarvo 18,1 (kuva 10). Kuormitetuista järvistä pienimmät indeksiarvot ja huonointa vedenlaatua kuvaava indeksien yleiskeskisarvo 14,1 saatiin Niemisjärvestä (tyyppi 2).

TDI ja IPS indeksien arvot erosivat tilastollisesti merkitsevästi kuormitus- ja vertailujärviryhmien välillä. Kaikkien indeksien kokonaistarkastelussa vain tyyppi 2 kuormitusjärvi erosi tilastollisesti merkittävästi vertailujärvestä (Kolmogorov-Smirnovin testi, $p < 0.05$). Orgaanista kuormitusta sisältävien lajien prosenttiosuusarvo (PT%) oli kaikissa näytteissä alle 10 %, mikä kuvastaa ravinnekuormituksen olevan muuta orgaanista kuormitusta merkittävämpi tekijä TDI-indeksiarvon muodostumisessa.

Korkeimmat vedenlaatuindeksit saatiin pääsääntöisesti vesikasvien pinnoilta otetuista piilevänäytteistä. Vastaavasti pienimmät indeksiarvot saatiin kivinäytteiltä, joiden indeksien yleiskeskisarvo oli n. 10 % pienempi ja TDI-indeksi jopa n. 20 % pienempi.



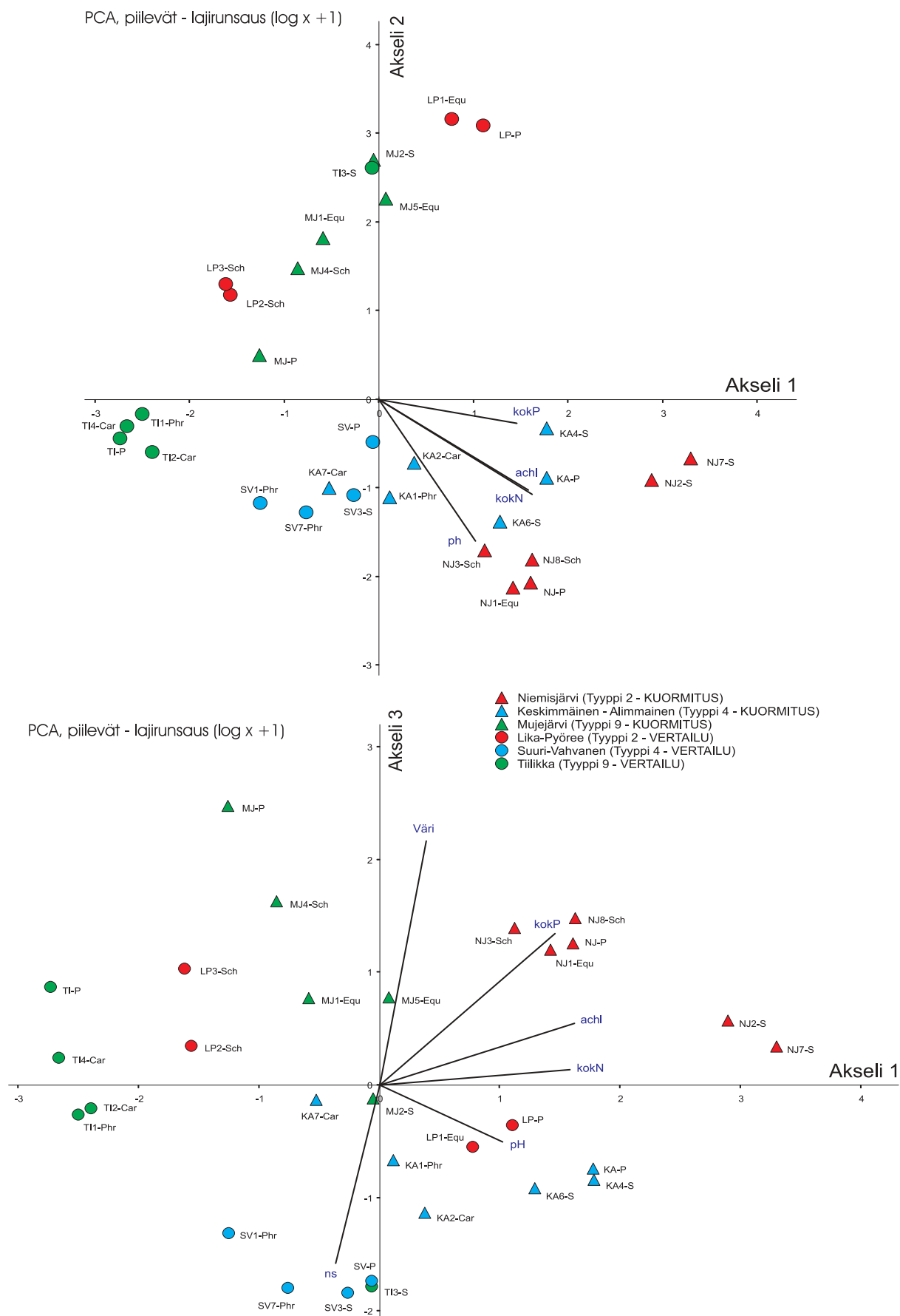
Kuva 10. Lajistokoostumuksesta ja runsaussuhteista lasketut piileväindeksit (PSI, Descy, GDI ja TDI) kaikki alustamateriaalit huomioon ottaen. LP = Lika-Pyree (vertailujärvi), NJ = Niemisjärvi, TI = Tiilikka (vertailujärvi), MJ = Mujejärvi, SV = Suuri-Vahvanen (vertailujärvi), KA = Kesimmäinen-Alimmainen. Järvet on jaoteltu tyyppeihin niiden arvioidun luontaisen järvityyppin (Pilke ym. 2002) mukaan.

Monimuuttuja-analyysit

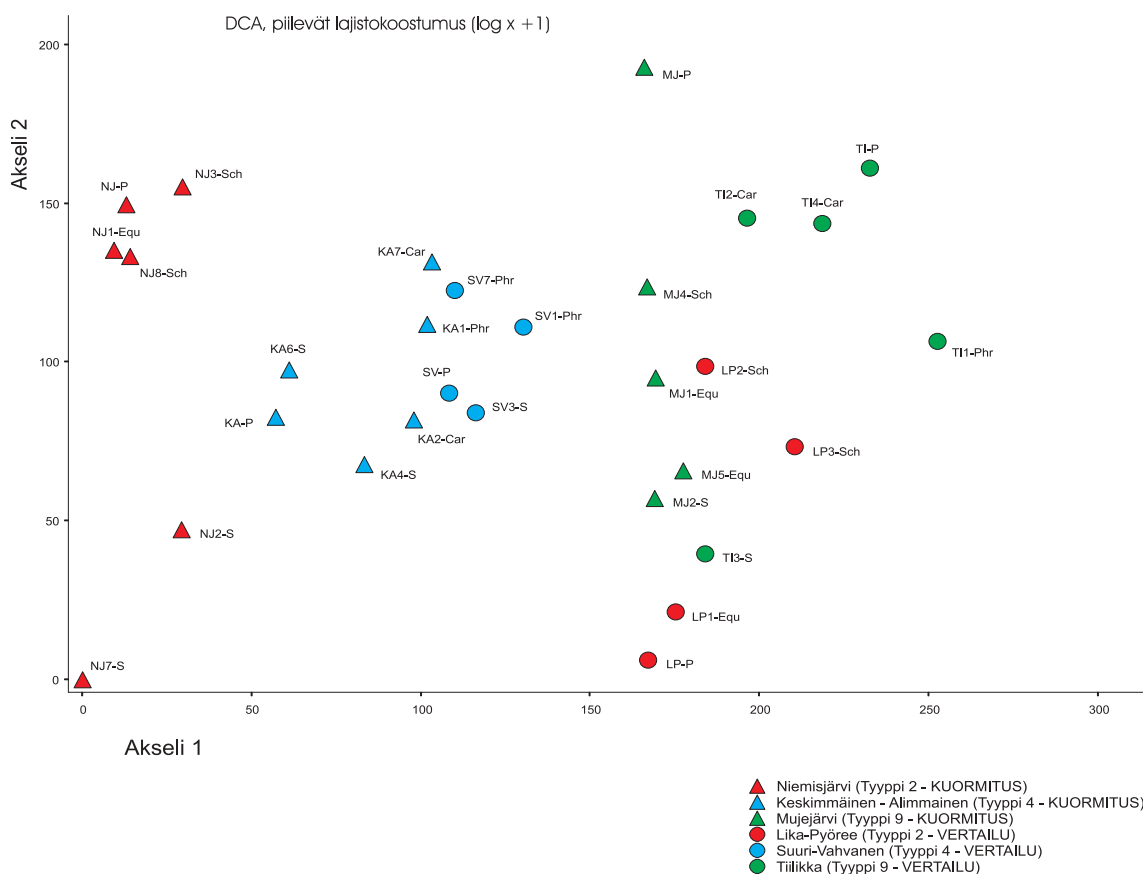
PCA-analyysissä yhteisö- ja ympäristöparametrien keskinäinen suhde (kollineaarisuus) on kuvattu nuolivektoreilla. Nuolen pituus kertoo ko. parametrin korrelaation voimakkuuden ja nuolen suunta parametrien samankaltaisuuden lajistokoostumukseen suhteen. Esimerkiksi kokonaisfosfori ja näkösyvyys käyttäytyvät täsmälleen eri tavoin eli fosforin runsastuminen tarkoittaa lähes poikkeuksetta näkösyvyyden pientymistä.

Havaintopaikat ryhmittivät lajistokoostumuksensa mukaisesti selkeästi 1. akselin suhteen lähinnä ravinteisuuden perusteella ja 2. akselin suhteen lähinnä pH:n perusteella. Aineisto järjestyi tilastollisesti merkittävästi myös värin ja näkösyvyyden perusteella (McNemarin testaus, $p = 0.016$) (kuva 11). Mitattujen vedenlaatuparametrien ja kolmen akselin välinen korrelaatio oli korkea. Kolme akselia selittivät yhteensä 49,9 % lajistokoostumuksen kokonaisvaihtelusta (eigenvalue 1-akseli = 23.69 [23.7 %], 2 -akseli = 16.02 [16,0 %] ja 3-akseli = 10.23 [10.2 %]). Vedenlaadun eli ravinteisuuden ja humuspitoisuuden lisäksi inkubointitavalla on ratkaiseva merkitys lajilukumäärän ja lajien runsaussuhteiden määräytymisessä.

Piileväaineiston DCA-ordinaatiossa havaintopaikat ryhmittivät järvittäin. Saman järven eri alustojen näytteet ryhmittivät lähelle toisiaan. Kunkin tyyppin sisällä kuormitettu ja vertailujärvi erosivat toisistaan. Kasvi- ja polykarbonaattialustat olivat lajimäärältään ja runsaudeltaan yllättävän lähellä toisiaan verrattuna kivi- pintojen leväyhteisöihin (kuva 12).



Kuva 11. Perifytonnäytteiden piileväaineiston PCA-ordinaatio, akselit 1 ja 2 (A) ja akselit 1 ja 3 (B). Ympäristömuuttujina kokonaisfosfori (kokP), kokonaistyyppi (kokN), väri, näkösyyvyys (ns), veden α -klorofylli (achl) ja pH. Näytteiden tunnukset taulukossa 3.



Kuva 12. Perifytonnäytteiden piileväaineiston DCA-ordinaatio. Näytteiden tunnukset taulukossa 3.

3.4.4 Verkkohavaksiin kertynyt materiaali

Detritus muodosti kertyneestä materiaalista havaintojärvestä riippuen 50 – 90 % (taulukko 10). Osin kertyneen detrituksen määrään vaikuttivat paikalliset olosuhteet järvien lasku-uomassa sekä rehevyystasossa.

Voimakkaasti maatalouden kuormittamalla ja rehevällä Niemisjärvellä havaksiin kertyneestä aineksesta oli detritusta 70 %. Piilevät olivat vallitsevina ja ne olivat joko rihmamaisia (*Aulacoseira*-lajit) tai muuten muodoltaan havakseen helposti takertuvia (*Asterionella formosa*). Myös sinileivistä yleisin oli pitkänomainen *Aphanizomenon flos-aquae* (taulukko 10). Se oli samanaikaisesti elokuun alussa runsas myös kasviplanktonin haavinäytteissä. Haaviplanktonnäytteissä dominoivat elokuun alussa rihmamaiset sinilevät ja havasnäytteissä rihmamaiset piilevät (kts. luku 5).

Humuspitoisen ja luontaisesti ravinteikkaan Lika-Pyöreen havasmateriallissa detrituksen osuus oli 90 %. Tähän on vaikuttanut matalasta purku-uomasta, jossa on vähäinen virtaama ja runsaasti kiintoainesta, irronnut detritus. Levistä runsaimpia olivat rihmamaiset piilevät sekä yhtymälevät (taulukko 10). Haaviplanktonnäytteissä dominoivat järvessä kuitenkin *Dinobryon*-kultalevät (luku 5).

Lähes luonnontilaisella, humuspitoisella ja vähäravinteisella Tiilikalla havasten detrituksen osuus oli 60 % (taulukko 10). Mitään erityisiä häiriötekijöitä ei alueella ollut. Levistä *Tabellaria flocculosa* ja *T. fenestrata* -piilevät olivat runsaimpia. Myös yhtymäleviä oli suhteellisen runsaasti ja runsain suku oli selvästi *Mougeotia*. Myös *Hyalotheca dissiliens* -levää havaittiin näytteessä ja myös sinileviä sekä *Chlorococcales*-viherleviä oli melko runsaasti. Tiilikan haaviplanktonnäytteissä sen sijaan dominoivat elokuun alussa *Mallomonas*-kultalevät.

Taulukko 10. Eri leväryhmien ja detrituksen osuudet mikroskoopin näkökentän peittävyysarviona sekä leväryhmien valtalajit havasnäytteissä.

Kohdejärvi ja päivämäärä	Materiaali	Osuus (%)	Valtalajit (selvästi runsain vahvennettu)
Niemisjärvi 5.8.2002	Detritus	70	
	Sinilevät	+	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	Piilevät	30	<i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>A. italica</i> , <i>A. lirata</i> , <i>Asterionella formosa</i> , <i>Fragilaria</i> spp.
	<i>Chlorococcales</i> -viherlevät	+	<i>Pediastrum duplex</i>
Lika-Pyöree 6.8.2002	Detritus	90	
	Piilevät	8	<i>Aulacoseira lirata</i> , <i>A. distans</i> , <i>Fragilaria capucina</i> , <i>F. berolinensis</i> , <i>Asterionella formosa</i>
	Rihmamaiset viherlevät	+	
	Yhtymälevät	2	<i>Gymnozyga moniliformis</i> , <i>Desmidium</i> sp., <i>Closterium</i> spp., <i>Pleurotaenium</i> spp., <i>Cosmarium</i> spp.
Tiilikka 6.8.2002	Detritus	60	
	Sinilevät	5	<i>Phormidium tenue</i>
	Piilevät	25	<i>Tabellaria flocculosa</i> ja <i>T. fenestrata</i>
	Rihmamaiset viherlevät	5	
	<i>Chlorococcales</i> -viherlevät	+	<i>Botryococcus</i> spp.
	Yhtymälevät	10	<i>Mougeotia</i> spp., <i>Hyalotheca dissiliens</i> , <i>Gymnozyga</i> spp.
Mujejärvi 7.8.2002	Detritus	60	
	Piilevät	15	<i>Tabellaria fenestrata</i> , <i>Aulacoseira lirata</i> , <i>Eunotia</i> spp.
	Rihmamaiset viherlevät	5	
	Yhtymälevät	20	<i>Hyalotheca dissiliens</i> , <i>Mougeotia</i> spp. <i>Zygnema</i> spp.
Keihäsjärvi 14.8.2002	Detritus	60	
	Sinilevät	+	
	Kultalevät	10	<i>Dinobryon</i> spp.
	Piilevät	10	<i>Tabellaria flocculosa</i> , <i>T. fenestrata</i> , <i>Aulacoseira ambigua</i>
	Rihmamaiset viherlevät	+	
	<i>Chlorococcales</i> -viherlevät	10	<i>Botryococcus</i> spp.
	Yhtymälevät	5	<i>Mougeotia</i> spp., <i>Hyalotheca dissiliens</i>
Keskimmäinen-Alimmainen 14.8.2002	Detritus	50	
	Sinilevät	10	<i>Limnothrix</i> sp., <i>Oscillatoria</i> sp., <i>Planktothrix</i> sp., <i>Snowella</i> sp.
	Kultalevät	3	<i>Dinobryon</i> spp.
	Piilevät	30	<i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>Tabellaria flocculosa</i> , <i>Eunotia</i> spp.
	Rihmamaiset viherlevät	5	
	Yhtymälevät	2	<i>Hyalotheca dissiliens</i>
Keskimmäinen-Alimmainen 29.8.2002	Detritus	50	
	Sinilevät	5	<i>Woronichinia</i> spp., <i>Snowella</i> spp., <i>Limnothrix</i> spp., <i>Oscillatoria limosa</i>
	Piilevät	25	<i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>Tabellaria flocculosa</i> , <i>Eunotia</i> spp.
	Rihmamaiset viherlevät	5	
	<i>Chlorococcales</i> -viherlevät	5	<i>Botryococcus</i> spp.
	Yhtymälevät	10	<i>Hyalotheca dissiliens</i>

Metsätalouden selvästi kuormittaman ja ravinteikkaan Mujejärven havasten detrituksen osuus oli 60 %. Leväryhmistä runsaimpia olivat *Hyalotheca dissiliens*, *Mougeotia* spp. ja *Zygnema* spp., jotka kaikki ovat rihmamaisina helposti havakseen tarttuvia. Muita yleisiä leväryhmiä olivat piileväsuvut *Tabellaria*, *Aulacoseira* sekä *Eunotia*. Haaviplanktonnäytteissä vallitsivat *Tabellaria*-piilevät sekä myös suurikokoiset yhtymäleviin kuuluvat *Closterium*-koristelevät.

Suhteellisen vähäravinteisen ja lievästi mesotrofisen Keihäsjärven havasnäytteissä detritusta oli 60 %. Piileviä (*Tabellaria*, *Aulacoseira*), kultaleviä (*Dinobryon*) sekä *Chlorococcales*-viherleviä (*Bothryococcus*) oli suhteellisen tasaisesti, kutakin ryhmää noin 10 %. Lisäksi tavattiin rihmamaisia yhtymäleviä, *Mougeotia* spp. ja *Hyalotheca dissiliens*. Haaviplanktonnäytteissä tyypillisiä olivat myös *Dinobryon*- sekä *Botryococcus*-lajit.

Keskimmäinen-Alimmaisesta tehtiin havaskoe sekä elokuun alussa että lopussa. Hieman Keihäsjärveä ruskeavetisemmän ja ravinteikkaamman Keskimmäisen-Alimmaisesta havasten materiaalista detrituksen osuus oli molemmilla havaintokerroilla 50 %. Piilevät (*Aulacoseira ambigua*, *Tabellaria flocculosa*, sekä *Eunotia* spp.) muodostivat elokuun alussa 30 % ja elokuun lopussa 25 % kertymästä. Muita runsaita leväryhmiä olivat sinilevät, rihmamaiset viherlevät ja yhtymälevät. *Hyalotheca*-levää havaittiin molemmilla havaintokerroilla.

Haaviplanktonnäytteissä tavattiin Keskimmäisestä-Alimmaisesta elokuun alussa runsaana *Synura*-kultalevää sekä *Ceratium*-panssarilevää. Elokuun loppupuolella haaviplanktonnäytteissä oli runsaasti *Hyalotheca*-levää sekä paikoin *Gonyostomum semen* -levää ja kaikilla havaintopaikoilla *Botryococcus*-viherlevää ja *Dinobryon*-kultalevää (katso luku 5).

3.5 Tulosten tarkastelu

3.5.1 Tuotannolliset vasteet

Perifytonin *a*-klorofyllin ja kiintoaineen määrä korreloivat keskenään erittäin voimakkaasti ja ne reagoivat hyvin samantyyppisesti mitattuihin ympäristöparametreihin, erityisesti ravinteisuuteen. Toisaalta kiintoaineen määrään vaikuttavat *a*-klorofyllimäärää enemmän passiivisesti alustaan kulkeutuvat detrituksen ja muun orgaanisen aineen pienhiukkaset. Menetelmän kustannuksia voisi näin ollen pienentää jättämällä perifytonin kiintoainemääritys pois. Kiintoaineen määrään ja muodostumiseen tosin vaikuttaa huomattavasti myös veden väri, joten se tuo tutkimustuloksiin lisäarvoa, sillä Suomen vesistöille on omaleimaista korkea humuspitoisuus. Lisäksi analyysi on suhteellisen halpa, silloin kun se tehdään *a*-klorofyllin analysoinnin yhteydessä samasta valmiiksi esikäsitellystä materiaalista.

Havaittuja perifytonin *a*-klorofyllin ja kiintoaineen arvoja voidaan pitää suhteellisen alhaisina verrattuna useisiin muihin tutkimus- ja selvitystöihin esim. teollisuuden ja kalankasvatuksen velvoitetarkkailuihin. Perifytonin *a*-klorofyllin ja kiintoaineen tulosten tulkinta ja vertailtavuus on usein kuitenkin varsin ongelmallista, sillä ne vaihtelevat saman tyyppistenkin järvien kohdalla huomattavasti. Vaihtelua tuloksiin tuovat luonnollisesti menetelmästä johtuvat erot, kuten mm. inkubointiaika ja -syvyys, käytetty alustamateriaali ja havaintopaikan syvyys, etäisyys rannasta jne. Lisäksi tuloksiin vaikuttavat ympäristön ja sään vaihtelut, kuten kokonaissäteilyn määrä, veden lämpötila ja muut hydrologiset tekijät.

Englannin järviolueella tehdyssä tutkimuksessa (King ym. 2000) havaittiin veden ravinnetaso mitattuna kokonaisfosforin ja kalsiumin pitoisuuksina merkittävimmäksi leväyhteisön lajikoostumukseen vaikuttavaksi tekijäksi kivillä kasvavissa leväyhteisöissä. Ravinnetason selittävyttä häiritsivät mm. hetkelliset, merkittävästi keskimääräisestä tasosta poikkeavat ravinnetason muutokset, jotka johtuivat hydrologisten olosuhteiden vaihteluista alueen järvissä. Veden lisäksi myös muut ravinnelähteet saattoivat aiheuttaa virhettä havaintoihin. Yksityiskohtaisia vertailuja ravinnetason ja leväyhteisön välillä vaikeuttivat mm. levätaksonomian vakiintumattomuus sekä vertailuolosuhteiden vaihtelu, jota ei voida täysin hallita. Häiriötekijöiden minimoimiseksi olisi Kingin ym. (2000) mukaan tarvittu pitempiaikainen, kattavampi ravinteisuuden havaintosarja.

Tuotannollisten perifytontulosten tulkintaan liittyvä virhearviointimahdollisuus tulee siis ottaa huomioon seuranta suunniteltaessa. Johtuvatko poikkeavat perifytontulokset mielenkiinnon kohteena olevan ilmiön, vaikkapa ravinteikkouden lisääntymisestä, vai johtuvat tulokset kenties jostain muusta perifytonyhteisöä ja sen ominaisuuksia muokkaavasta tekijästä? Leväyhteisörakenne on monipuolisimmillaan tavallisesti loppukesällä, jolloin myös yhteisöjen muutosnopeus on verraten hidas ympäristöolojen ollessa tasaisimmillaan. Näin ollen loppukesää voidaan pitää suosteltavimpana perifytonin näytteenottoajankohtana, mikäli kasvukauden aikana toteutetaan vain yksi näytteenottokierros.

Lisäksi tiedetään, että rehevyyden (ravinteisuuden) lisääntyessä myös perifytontuotanto ja yhteisön kasvunopeus kiihtyy (mm. Round 1981). Perifytontuloksiin pitää suhtautua kriittisesti eli raja-arvo- ja keskilukuvertailujen ei pidä olla tiukkoja vertailtaessa samaan järvityyppiin kuuluvia järviä keskenään. Ainakin ravinteisuudeltaan ja veden väriarvoltaan erityyppisten järvien perifytontulosten luottamusvälejä laskettaessa tulee luottamustaso kiinnittää suhteellisen matalalle tai luottamusväliä kuvata raja-arvoilla (predicted interval) ja sietorajoilla (tolerance). Tuotannollisten tekijöiden lisäksi tulosten tarkastelussa tulisikin mahdollisuuksien mukaan ottaa huomioon myös taksonominen yhteisö- ja bioindikaatiotarkastelu.

3.5.2 Eri alustoille kertynyt kasvusto

Luonnonalustat (kasvi- ja kivipinnat)

Järvien välillä oli kertyneen materiaalin osalta osin selkeitä eroja. Ruskeavetisen, mutta vähäravinteisen Tiilikan kasvialustoilta kerätty materiaali sisälsi selkeästi muiden järvien kasvimateriaalilta kerättyä ainesta vähemmän detritusta, vain tasoa 5 %. Kaikkien muiden järvien materiaali sisälsi 30 - 95 % detritusta ja myös Tiilikan kiviltä kerätyssä aineksessa oli detritusta 80 %.

Piilevien osuus materiaalista oli Tiilikassa myös suuri (keskimäärin 40 %) verrattuna muihin kohdejärviin. Myös Keskimmäisen-Alimmaisien piilevien suhteellinen osuus materiaalista oli keskimääräistä suurempi, 27 %. Muilla kohdejärvillä piilevien suhteellinen osuus vaihteli välillä 5 – 15 %. Rihmamaisten viherlevien osuus oli keskimääräistä suurempi Lika-Pyöreellä, Mujejärvellä, Keskimmäinen-Alimmaisella sekä Suuri-Vahvasella. Rihmamaisia yhtymäleviä oli puolestaan suhteellisesti eniten Tiilikalla (30 %) ja Keskimmäinen-Alimmaisella (15 %). Muilla kohdejärvillä yhtymälevien suhteellinen osuus oli 10 % tai pienempi.

Polykarbonaattialustat

Polykarbonaattialustoille kertyneestä materiaalista detritusta oli kohdejärvillä 50 - 90 %. Selkeästi suurimmat detritusosuudet oli rehevällä ja humuspitoisella Niemisjärvellä (95 %) sekä humuspitoisella ja luontaisesti ravinteikkaalla Lika-Pyöreellä (90 %). Muilla kohdejärvillä detrituksen määrä oli 50 - 60 %. Piileviä oli enemmän vähäravinteisilla tai suhteellisen rehevillä järvillä (Tiilikka 20 %, Mujejärvi 10 % ja Keskimäinen-Alimmainen 25 %) kuin rehevimmillä Niemisjärvellä ja Lika-Pyöreellä. Sama koski myös rihmamaisia viherleviä ja rihmamaisia yhtymäleviä. Mujejärvellä ja vähäravinteisimmalla Suuri-Vahvasella rihmamaisten viherlevien osuus oli muita vähäisempi.

Luonnonalustoille ja polykarbonaattialustoille kertyneen materiaalin suhteelliset osuudet olivat pääosin samansuuntaisia. Merkittävimmit erot alustojen välillä olivat rihmamaisten yhtymälevien yleisesti pienempi suhteellinen osuus ja rihmamaisten sinilevien puuttuminen keinoalustoilta. Näitä eroja voivat selittää mm. rihmamaisten levien vähäisempi tarttuvuus polykarbonaattialustoille sekä luonnonalustojen yhteisöjen pidempi ikä: suurin osa kesäisestä kasvukaudesta suhteessa kolme viikkoa inkuboituihin keinoalustoihin.

Tässä tutkimuksessa litoraalin piilevien lajimäärä ja runsaussuhteet kykenivät erottelemaan tutkitut järviyhtymäryhmät toisistaan hyvin. Samoin kunkin järviyhtymän kuormitus- ja vertailujärvien lajistokoostumuksen erot näkyivät kohtuullisen hyvin. Kokonaisuudessaan menetelmäeroista huolimatta saatiin ryhmittelyä ja etäisyysanalyysillä kyseiselle järviyhtymälle ja järvelle ominainen lajisto esiin, vaikka havaintopaikkoja oli melko vähän. Suurin lajistokoostumuksen muutos havaittiin tyypin 2 kuormitetun Niemisjärven ja vertailujärven Lika-Pyöreen välillä.

Havakset

Yleisesti verkkohavakseen tarttuvat parhaiten rihmamaiset levät ja muuten muodoltaan ulokkeiset ja/tai hyytelöitä yms. sisältävät levät. Tyypillisiä mm. kalastajien pyydyksiä limoittavia leviä ovat mm. yhtymälevät, kuten *Hyalotheca*-suvun lajit, erityisesti *H. dissiliens*. *Hyalotheca*-suvun lajit ovat rihmamaisia ja paksun hyytelövaipan omaavina erittäin hyvin havakseen tarttuvia.

Yhtymäleviä oli havaksissa kaikilla muilla järvillä paitsi erittäin rehevällä ja kuormitetulla Niemisjärvellä. Lajeista *Hyalotheca dissiliens* esiintyi poikkeavasti myös hyvin ruskeavetisellä Mujejärvellä. Etelä- ja Pohjois-Savossa lajin aikaisemmat havainnot ovat käytännössä kaikki selkeästi tätä kirkkaammista väriarvo <100 vesistä (Hammar ym. 1996, Manninen ym. 1994).

Verrattaessa luonnonalustojen, keinoalustojen sekä havasten aineistoa haavilla konsentroituihin kasviplanktonin valtalajihavaintoihin, voidaan useissa tapauksissa, mm. Suuri-Vahvanen sekä Keskimäinen-Alimmainen, havaita *Hyalotheca dissiliens* -yhtymälevää runsaasti sekä kiinnittyneenä että vapaasta vedestä. Levä limoittaa usein järvissä kalastajien pyydyksiä. Se on rihmamaisenä suurikokoinen sekä limavaipallinen ja helposti mm. pyydyksiin takertuva, etenkin virtaavassa vedessä. Pyydyksiä limoittavissa oloissa levärihmojen määrä vesilitraa kohti voi olla kuitenkin vain rihma tai kaksi, jolloin se saattaa jäädä normaalin, konsentroidun näytteenoton yhteydessä havaitsematta. Levää on kuitenkin usein kirkkaissa, vähäravinteisissa vesissä ja se aiheuttaa selkeää käyttöhaittaa, mm. pyydysten limoittumista. Sen todentamiseen soveltuu hyvin haavilla konsentroidu planktonnäyte, joka on melko helppo toteuttaa tai erillinen havaskoe esimerkiksi järven luusuassa, kuten tässä työssä on tehty. Nämä menetelmät tai kalastukseen käytettyjen pyydysten havainnointi soveltuvat myös kansalaisten omaehtoiseen järvien tilan seurantaan.

3.5.3 Yhteisöekologiset tunnusluvut

Vedenlaatuindeksit ja ekologiset ryhmät

Piileväindikaatioihin perustuvilla vedenlaatuindekseillä tarkasteltuna lajistokoostumuksen reagointi painetekijöihin oli samansuuntainen kaikissa järvityypeissä. Kuormitus ilmeni pienempinä indeksiarvoina. Muutoksen suunta oli samanlainen kaikilla tutkituilla indekseillä (PSI, TDI, Descy ja GDI).

Ravinteisuuteen perustuva indeksi antoi parhaat tulokset, mikä johtunee siitä että kohdejärvien kohdistuva kuormitus oli etupäässä hajakuormitusta ja orgaaninen kuormitus oli vähäistä. Piilevien sukuun perustuvalla indikaatiotarkastelulla (GDI) päästiin lähes samaan ja loogisesti oikeaan tulkintaan kuin muilla työläämillä lajitason määrittystarkkuutta vaativilla indeksitarkasteluilla. Eloranta (2000) toteaa PSI- ja GDI-indeksien sopivan parhaiten Suomen vesien orgaanisen kuormituksen kuvaamiseen ja TDI-indeksin soveltuvan toisaalta kohtuullisen hyvin ravinteisuuden kuvaamiseen. Aineistosta on löydettävissä kuitenkin vain vähän todellisia indikaattorilajeja.

Indeksien yhteyttä veden laatuun ja soveltuvuutta ekologisen mittarina Suomen olosuhteissa on tarkasteltu pääasiassa virtavesissä (mm. Eloranta 1999, Eloranta ja Andersson 1998). Tarkempia vedenlaatuindeksien ja vedenlaatuluokituksen raja-arvoja järviaineistolla ei ole dokumentoitu. Luokkarajojen ja viitearvojen puuttuessa järveltä ei tuloksista voida yksinomaan vedenlaatuindeksien perusteella tehdä asiantuntija-arvioita tutkittujen järvien tilasta. Järviaineistosta laskettujen indeksien mukaan suhteellinen ero kuormitettujen ja vertailujärvien välillä jäi vaatimattomaksi eikä merkittävää eroa saatu muissa kuin tyypin 2 järvissä. Varsinkin likaantumista kuvaavat indeksit eivät reagoineet kovin voimallisesti kuormitustekijään, sillä indeksit eivät ole erityisen herkkiä heikolle hajakuormituksesta aiheutuvalle likaantumiselle. Indeksien arvon määräytymiseen vaikuttaa osaltaan humuksen määrä, mm. osa leville käyttökelpoisista ravinteista on humukseen sitoutuneena. Samoin perustein vertailu- ja kuormitusolosuhteiden tarkastelu rehevyyttä- ja likaantumista kuvaavien piilevien ekologisten ryhmien jakaumien perusteella ei täysin toimi tai ei ainakaan ole yksiselitteinen. Erityisesti humusvaikutteiset kohdejärvet tuottivat runsaasti epäloogisuuksia ekologisten ryhmien jakaumiin kuten trofiatasoon. Niemisjärvellä, missä kuormitus oli selvästi voimakainta, kun otetaan huomioon järvialtaan luontainen rehevyys, piilevien jakautuminen ekologiin ryhmiin oli selvästi parempi.

pH-luokitus sitä vastoin on kokonaisuutena oikean suuntainen. Mitä tulee pH:n merkitykseen päällystäv- ja kasviplanktonyhteisöjen säätelyssä, niin pH:ta ei ole järvien tyypittelytekijänä huomioitu riittävästi. Veden pH-luku vaikuttaa monien yhdisteiden ja ionien esiintymismuotoihin vedessä ja sen kautta moniin biotoihin tekijöihin säädellen eliöiden fysiologisia toimintoja ja siten koko eliöyhteisöä. Esimerkiksi levien kasvuunsa tarvitseman epäorgaanisen hiilen esiintymismuoto vedessä muuttuu veden pH:n alentuessa bikarbonaatista (HCO_3^-) vapaaksi hiilidioksidiksi. Tämä tarkoittaa sitä, että useimmat vapaasti vedessä esiintyvät eli planktiset levät eivät enää voi hyödyntää epäorgaanista hiiltä solumuodostuksessaan eli niiden määrä pysyy pienenä ja vesi on kirkasta. Kuitenkin ne leväryhmät, jotka pystyvät hyödyntämään happamoituneen vesiympäristön hiilidioksidin epäorgaanisena hiilenlähteenään, saavat kasvuedun. Tällaisia ryhmiä on erityisesti pohjaan kiinnittyvissä levissä sekä vesisammalissa (Round 1981). Ongelma tulee esiin varsinkin kirkkailla järvillä.

Yhteisökoostumus ja runsaussuhteet

Piilevien lajistokoostumukseen vaikuttivat havaintokohteiden ominaispiirteet enemmän kuin piilevien keräämiseen käytetty alustamateriaali, joten menetelmällisesti piilevien monitorointi onnistui kohtuullisesti. Selkeimmät järvityyppikohtaiset erot piilevien esiintymisessä oli kivien pinnoilta kerätyissä näytteissä, joissa lajirunsaus ja diversiteetti olivat muihin alustamateriaaleihin verrattuna suuremmat. Toisaalta myös makrofyyttien ja keinoalustojen perifytonin piileväkoostumus erotteli eri järvityypit toisistaan. Tämä on käytännön tutkimusten kannalta huomioitava seikka, koska kaikilta tiedettyyn tyyppiin kuuluvilta järviltä ei ole aina saatavissa sopivaa, analyysikelpoista kivimateriaalia esim. voimakkaan sedimentaation ja orgaanisen aineen huuhtoutumisen vuoksi.

Polykarbonaattilevyjen selektiivisyys piilevälajiston suhteen ilmeni tässä tutkimuksessa lähinnä vain lajien yksilömäärän vaihteluna eikä niinkään lajirunsauden määränä, sillä havaitusta 169 piilevataksonista 81 % esiintyi myös polykarbonaattilevyillä ja toisaalta vain 4 % kokonaistaksonimäärästä oli löydettävissä yksinomaan polykarbonaattilevyiltä. Toisaalta kokonaislajimäärä on yksinkertaisin monimuotoisuuden mitta ja sen käyttökelpoisuutta vähentää se, että todetulla lajimäärällä on erittäin voimakas positiivinen korrelaatio otoskoon kanssa. Lisäksi kokonaislajimäärän perusteella tehtävää tulkintaa vaikeuttaa oleellisesti järven tilan kehityssuunta: rehevöitymisen alkuvaiheessa lajilukumäärää usein nousee, mutta rehevöitymiskehityksen edetessä ylirehevöitymiseksi (hypereutrofia) ja pilaantumiseksi lajilukumäärä kääntyy jyrkkään laskuun.

Erot piilevien lajistokoostumuksessa olivat monimuuttujatarkastelussa selvästi nähtävissä järvien tyyppin ja painevaikutusten kautta. Silti muutokset kohdejärvien piilevien lajimäärissä ja diversiteetti- ja tasaisuusarvoissa eivät olleet yhtä helposti tulkittavissa. Eri järvityyppien lajiston diversiteetti ja tasaisuus erosivat toisistaan vain vertailujärvien osalta. Kuormitetuissa järvissä eri järvityyppien diversiteetti- ja tasaisuusarvot olivat hyvin lähellä toisiaan. Painetekijöiden huomiioon ottaminen vaikutti näin ollen eri tavoin tutkittavien järvityyppien ekologiisiin tunnuslukuihin. Poikkeuksen muodostivat keinoalustojen piilevien diversiteettiarvot, jotka olivat alhaisempia kuormitetuilla järvillä kaikissa järvityypeissä. Tuloksia tulkittaessa on otettava huomioon tutkittujen järvien pieni määrä ja rinnakaisten järvien puuttuminen niin kuormitettujen kuin vertailujärvienkin osalta. Todelliset muutokset päällyslievien diversiteetti- ja tasaisuusarvoissa on nähtävissä vasta silloin, kun vesistö tai sen osa muuttuu ympäristötekijöidensä mm. kemiallisen tilansa suhteen ääreväksi esimerkiksi pistekuormituksen tai voimakkaan hajakuormituksen seurauksena lajiston tai leväryhmien yksinkertaistuessa. Tunnuslukuina diversiteetti- ja tasaisuusindeksit eivät tässä tutkimuksessa tarkasteltujen kuormitustekijöiden osalta näyttäisi olevan herkkiä. Usein indeksit vaihtelivat järven sisäisten näytepisteiden välillä laajemmin kuin vertailujärvien välillä. Indeksien käyttökelpoisuus on kyseenalaista ajatellen järvityyppien ekologisen laatusuhteen (EQR) laskemista ja ekologista luokittelemista tai järven erottelemista esimerkiksi hyvän ja tyydyttävän luokan välillä.

Yksinkertaisimmat samankaltaisuusluvut perustuvat lajiluetteloihin, kuten tässä tutkimuksessa käytetyt parittaiset samankaltaisuudet (Jaccardin ja Sørensenin binääriset samankaltaisuusindeksit). Binääriset samankaltaisuusluvut ovat toisaalta melko karkeita ja joskus jopa epätasomallisia yleistysiksi lajikoostumuksen kuvaamisessa. Tämä johtuu mm. siitä, että otoskoko vaikuttaa oleellisesti indeksien arvoon: indeksin arvo on sitä korkeampi, mitä suurempi lajimäärä, lajimäärien keskinäinen ero tai otosten yksilömäärä on.

Jos lajiston runsaustietoa on käytettävissä, voidaan käyttää kvantitatiivisia samankaltaisuuslukuja. Informaation lisääntyessä myös tunnuslukujen laskutavat monipuolistuvat. Lajistoon liitettävä tekijä voi olla mitattu missä tahansa yksi-

köissä, joka on mielekäs tutkittavan kysymyksen kannalta: biomassoja, tiheyksiä, yksilöitä jne. Binääristen indeksien puutteena on, etteivät ne ota huomioon lajien välisiä runsaussuhteita. Kuitenkaan ei ole välttämättä selvää, että kvantitatiiviset samankaltaisuusluvut olisivat analyysin mielekkyyden kannalta parempia. Voi olla tilanteita, joissa jokaisen lajin arvo ja samalla painokerroin tuleekin olla sama. Toisena mahdollisena binäärisen indeksin valinnan perusteena voi olla, että kvantitatiivisen näennäisotannan ja ”todellisuuden” välinen ero lajistossa on tuntematon. Tällöin vaikkapa erilaisella intensiteetillä tehdyt otannat voivat olla lajimäärän selvittelyn osalta puutteellisia ja aineistoon tulee entistä suurempaa harhaisuutta.

Kokonaisuutena piileväyhteisön koostumusta kuvaavista tunnusluvuihin lasketut vastaavat EQR-arvot olivat samankaltaisuusindeksien osalta johdonmukaisia ja lupaavia, mutta kun otetaan huomioon runsaussuhteet ja monimuotoisuus, tulosten tulkinta vaikeutui. Sekä taksonikoostumuksessa että runsaussuhteissa havaittiin tarkastelutavasta riippuen suhteellisen suuria eroja vertailtujen järvien välillä, jolloin tulokset on helposti yleistettävissä koskemaan ns. ”hyvää huonompaa” vesistön ekologista tilaa tai muutoin tulkinnassa pitää käyttää selvästi väljempiä luokkarajatarkastelua. EQR-tarkastelua ei tämän tutkimuksen aineistolla voida jatkaa pidemmälle. Yhdistämällä taksonomisen koostumuksen tiedot ja indikaattoriarvoihin perustuvat tulkinnat voidaan laajemmalla aineistolla saavuttaa jo kohtuullisen hyvät lähtökohdat järven ekologisen tilan asiantuntija-arviolle.

4

Kenttäkäyttöinen fluorometri kasviplanktonin biomassan (a-klorofylli) seurannassa

Pertti Manninen
Etelä-Savon ympäristökeskus

4.1 Yleistä

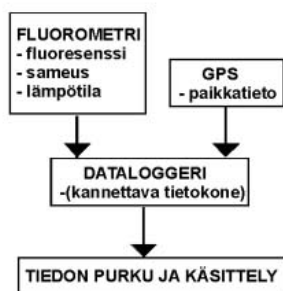
Fluorometriä on Suomessa käytetty 1990-luvulla rutiininomaiseen leväbiomassan arviointiin ja leväkukintojen paikallistamiseen murtovesiolosuhteissa Itämerellä (mm. Merentutkimuslaitos 2003). Sisävesillä läpivirtausfluorometri on ollut käytössä Vuoksen vesistöalueella tutkimusalue Muikulla ja fluorometritietoa on saatu eri tutkimusprojektien yhteydessä sekä laivan muun toiminnan yhteydessä. Myös Joensuun yliopisto on tutkinut fluorometrin käyttöä vesien tilan arvioinnissa mm. Saimaalla (Viljanen ym. 1998). Pohjanmaalla ns. River Life -projektin yhteydessä fluorometriä on käytetty jokiolosuhteissa leväbiomassan fluoresenssitutkimuksiin (Juntura 2000).

Tässä työssä tavoitteena oli selvittää yksityiskohtaisemmin fluorometrin käytökelpoisuutta erilaisissa olosuhteissa ja eri tyyppisissä pienemmissä järvissä. Tavoitteena oli myös tukea Life Vuoksi -projektin kasviplanktontulosten tulkintaa sekä verrata saatuja tuloksia kasviplanktonin sekä muiden biologisten muuttujien antamaan kuvaan kohdejärvien tilasta.

4.2 Aineisto ja menetelmät

Fluorometrimittaukset suoritettiin Etelä-Savon alueella 8.-29.8.2002 joko perifyton- ja planktontöiden yhteydessä tai aineistoa täydentävinä erillismittauksina.

Käytetty fluorometri oli kenttäkäyttöön tarkoitettu kahdella kanavalla varustettu SCUFA II (Turner designs 1983, 2002). Toisen kanavan kautta saatiin fluoresenssitieto ja toisen kautta veden sameusarvo. Lisäksi mittausjärjestelmä oli varustettu GPS-navigaattorilla (Model GM-38, San Jose Navigation Inc. 2000). Molemmat laitteet oli kytketty kannettavaan tietokoneeseen erillisten RS 232 -sarjaliikenneporttien kautta. Data kerättiin tätä varten tehdyn tallennusohjelman avulla ASCII-tiedostoksi, joka sisälsi aika-, paikka-, fluoresenssi-, sameus- sekä lämpötilatiedot (kuva 13, taulukko 11).



Kuva 13. Käytössä olleen fluorometri-laitteiston toiminta.

Taulukko II. Esimerkki fluorometrilaitteiston tuottamasta tiedosta.

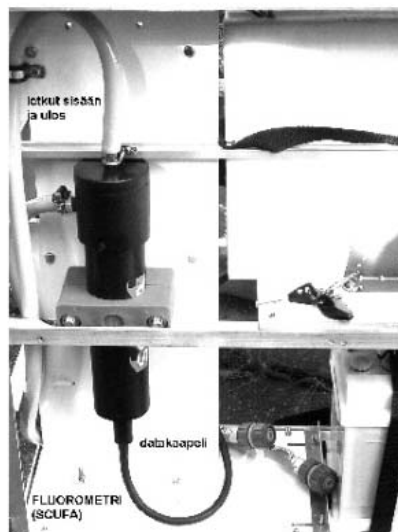
Päivämäärä	Kellonaika	Koordinaattitieto (World Geodetic Systems 84)	Fluoresenssi	Sameus (FTU)	Lämpötila (° C)
020813	105630	6153.4577 2908.4206	3.535	1,220	22,4
020813	105635	6153.4574 2908.4231	2.402	1,612	22,3
020813	105640	6153.4569 2908.4247	2.421	1,363	22,3
020813	105645	6153.4572 2908.4263	2.502	1,272	22,3
020813	105650	6153.4568 2908.4272	2.475	1,239	22,3

Koko paketti oli koottu virtalähteineen kokonaisuudeksi sadesuojalla varustettuun kytkintaululliseen alumiinikehikkoon (kuva 14). Fluorometri oli varustettu läpivirtauskammiolla, minkä läpi mitattava vesi pumpattiin pienellä uppopumpulla sisään ja letkujen kautta ulos. GPS-paikannin kiinnitettiin sen sisältämän magneetin avulla mittauksen ajaksi kehikon yläosaan.

Käytetty GPS-navigaattori oli yksinkertainen ja hankintahinnaltaan halpa, sarjaporttiliitännällä (RS 232) varustettu, erillisen näyttölaitteen ja tallennusohjelman vaativa malli. Laite käyttää kahdeksaa satelliittia ja ilmoittaa sijainnin 15 metrin tarkkuudella.



A



B

Kuva 14. Fluorometrilaitteisto A) "etupuolelta" sekä B) "takapuolelta", jossa näkyy fluorometri.

Laitekokonaisuus oli kenttäkäyttöön koottu prototyyppi, joka osoittautui käytössä hieman kömpelöksi lähinnä suurehkon kokonsa sekä sisältämänsä normaalikokoisen lyijyakun vuoksi.

Fluorometri ja GPS-paikannin eivät kuluta juurikaan virtaa, vaan virtalähdettä tarvittiin pumpun sekä kannettavan tietokoneen tarpeisiin. Tietokonetta pystytettiin käyttämään noin 2,5 - 3 tuntia myös tietokoneen omalla virtalähteellä, mikä riitti hyvin pienehkön järven ajoon.

Fluorometri kalibroitiin tislattun veden ja oligotrofisen järven vedestä laboratoriossa määritetyn *a*-klorofyllipitoisuuden (SFS 5772, näytteenottosyvyys 0-1 m) avulla oikealle mittaustasolle. Kalibrointia tarkkaan klorofylliarvoon ei tehty, koska veden humuspitoisuus, sameus ja mahdolliset muut häiriötekijät ovat joka tapauksessa järvikohtaisia ja ne olisi kuitenkin korjattava tasokorjauksena. Näytteet kalibrointia varten otettiin mitattavan järven keskeisiltä alueilta mittausajojen yhteydessä. Niistä analysoitiin *a*-klorofyllin lisäksi veden väriarvo. Kalibrointi suoritettiin *a*-klorofyllinäytteen ottoalueen fluoresenssin ja laboratoriossa analysoidun *a*-klorofylliarvon suhteen lasketulla vakiokertomella koko järven mitatuille fluoresenssiarvoille.

Veden humuksen fluoresenssi ja sameus häiritsevät klorofyllin fluoresenssin havainnointia. Niiden vaikutukset on otettava huomioon fluoresenssiarvojen tulokinnassa. Jos olosuhteet ovat mittausalueella stabiilit sameuden ja veden väriarvon suhteen, voidaan korjaus tehdä kontrolliklorofyllinäytteiden avulla eli fluorometrin antama tulos mukautetaan *a*-klorofyllin tasolle muutaman laboratoriossa analysoidun, keskeiseltä ja yhtenäiseltä alueelta otetun *a*-klorofyllinäytteen avulla.

Mm. Leppä ym. (1995) ovat tarkastelleet veden sameuden ja värin vaikutusta fluoresenssiarvon ja todellisen *a*-klorofylliarvon suhteeseen. Käsittelyyn on käytetty näytevedestä suodatettuja levävapaita taustanäytteitä. Niille on laskettu korjausyhtälöitä, joilla fluoresenssiarvot voidaan korjata kuvaamaan veden todellista *a*-klorofyllitasoa. Veden värin (humuspitoisuus) havaittiin vaikuttavan selkeästi voimakkaimmin taustafluoresenssin voimakkuuteen. Korjaukset on yleensä tehtävä järvillä ja reittivesillä osin allaskohtaisesti, mikä on kohtalaisen työlästä (mm. Leppä ym. 1995).

Tässä selvityksessä mm. pienestä aineistosta sekä *Gonyostomum semen* -levän runsashumuksisissa järvissä aiheuttamista ongelmista johtuen väriarvon vaikutusten selvittäminen ei onnistunut riittävällä tarkkuudella. Siksi fluoresenssiaineiston käsittelyssä päädyttiin edellä kuvattuun järvikohtaiseen korjauskerroinmenettelyyn. Vastaavaa menettelyä on käytetty myös mm. Pohjanmaalla ns. River Life -projektin yhteydessä tehdyissä leväbiomassan fluoresenssitutkimuksissa (Juntura 2000).

4.3 Kohdejärvet

Fluorometrilaitteiston käyttöönottoon liittyvät ongelmat, mm. tallennusohjelman tarvitseman kahden sarjaliikenneportin toimivuusongelmat, aiheuttivat laitteiston käyttöönoton viivästymisen. Laitteisto saatiin elokuun alkupuolen maastojaksolle käyttöön vasta Mikkelin alueen kahdelle järvelle. Lisäksi laitteisto oli suhteellisen hankalasti maastossa liikuteltava ja tarvitsi koekäyttövaiheessa sisäänajoa ja kalibrointeja maastotyöskentelyn tueksi. Siksi laitteiston käyttökelpoisuutta testattiin vain Life Vuoksi -hankkeen Etelä-Savon kohdejärvillä (kts. luku 2). Lisäkohteiksi valittiin lähellä Mikkeliä sijaitsevia humuspitoisempia ja hieman rehevämpiä järviä: Tarsalanjärvi, Saarijärvi, Lylyjärvi sekä rehevä Ukonveden vesistöalueen Mikkelin lähin allas, Lamposaaren selkä. Järviä kuvaillaan tarkemmin tulosten yhteydessä. Yksityiskohtaisemmat kuvaukset varsinaisista Life Vuoksi -projektin kohdejärvistä on koottu raporttiin "Veden laatu ja kuormitus Life Vuoksi -projektin kohdejärvillä" (Manninen ym. 2003).

4.4 Tulokset

4.4.1 Yleiset fluorometrilaitteiston käyttökokemukset

Fluorometrilaitteisto antoi kirkkaammissa vesissä (väriarvo alle 60 mgPt/l vaihtelu 5 - 50 mgPt/l, Sylkky, Suuri-Vahvanen, Syysjärvi, Keihäsjärvi, Ukonvesi, Lamposaa-renselkä) hyvän kuvan klorofyllioloista. Selvästi matalilla ja runsaammin kasvillisuutta sisältävillä järvien osa-alueilla tulokset eivät kuitenkaan ole erityisen tarkkoja, koska mm. muun orgaanisen aineksen kuin leväbiomassan ja humuksen osuus on niissä mahdollisesti suurempi ja sen vaikutukset ovat hankalasti tunnistettavissa. Mm. jätevesien purkualueilla on havaittu levistä suodatetun taustanäytteen fluoresenssiarvojen olleen suurempia kuin vertailualueilla (mm. Leppä ym. 1995) eli jätevesien muut tekijät, kuten orgaanisen aineksen määrä, ovat vaikuttaneet veden fluoresenssiarvoja kohottavasti.

Humuksen fluoresenssiosuuden todentaminen ei onnistunut tämän tutkimuksen aineistolla, koska runsashumuksisemmat kohdejärvet (väriarvot välillä 50 - 150 mgPt/l) osoittautuivat ongelmallisiksi. Ongelmana oli näissä kaikissa järvissä suhteellisen runsas *Gonyostomum semen* -levä (*Raphidophyceae*), eli ns. "limalevä". Levä esiintyy yleensä järvissä osin laikuittaisesti "parveillen", joten sen vaikutusta fluoresenssiarvoihin on hankala selvittää yksityiskohtaisesti.

Keskimmäinen-Alimmaisesta otetuissa, kattavasti analysoiduissa kasviplanktonnäytteissä oli 8. elokuuta 2002 otetussa näytteessä noin 50 % biomassasta *Gonyostomun semen* -levää ja 29. elokuuta otetussa näytteessä noin 30 %. Fluoresenssiarvot olivat kuitenkin näiden humusjärvien aineistossa huomattavasti alhaisempia suhteessa järvien *a*-klorofyllipitoisuuksiin kuin *Gonyostomun semen* -levästä vapaissa ja/tai vähemmän humuspitoisissa järvissä. Muiden voimakashumuksisten järvien (Tarsalanjärvi, Saarijärvi ja Lylyjärvi) näytteistä todettiin mikroskoopilla yleisesti runsaasti *Gonyostomum semen* -levää.

4.4.2 Järvikohtaiset tulokset

Seuraavassa esitetään lyhyesti kunkin kohdejärven ominaisuuksia aikaisempien havaintojen pohjalta sekä fluorometrimittausten aikana (taulukot 12 ja 13). Lisäksi esitetään järvittäin jälkikäsitellyn ja muokkauksen yhteydessä tehdyt yleiset havainnot. Kunkin järven fluorometrimittausten tulokset paikkatietona kartoilla esitetään liitteessä 4, jossa kustakin järvestä on kaksi karttaa. Toisessa tulokset on esitetty kunkin järven osalta asteikolla, joka parhaiten kuvaa järven sisäisen vaihtelun ja toisessa kartassa on käytetty kaikille järville yhteistä fluoresenssin asteikkoa, jotta eri järvien välinen vertailu olisi mahdollista.

Jos kohdejärviä tarkastellaan ympäristöhallinnon yleiskäyttökelpoisuusluokituksen mukaisesti, saadaan *a*-klorofyllitasona/leväbiomassa-arvona arvioituna samansuuntaisia luokitustuloksia kuin vedenlaatutulosten ja laboratoriossa määritetyn *a*-klorofyllitason avulla määritettynä eli järvien sisäiset *a*-klorofyllierot eivät olleet kohdejärvillä niin suuria että ne vaikuttaisivat luokitteluun. Ravinteikkaammissa ja humuspitoisemmissa järvissä *Gonyostomum semen* -levän biomassat olivat kuitenkin lämpimästä kesästä johtuen ilmeisesti keskimääräistä runsaampia ja huomattavan korkeita vaihdellen järven mukaan 20 - 45 µg/l *a*-klorofylliä (Alimmainen, Tarsalanjärvi, Saarijärvi ja Lylyjärvi). Tosin järville "tyypillisestä" runsaudesta

ei ole varmaa tietoa. Näistä vain Lylyjärvi on ravinnetasoltaan selkeän rehevä sekä myös hyvin matala. Humusjärvien *a*-klorofyllin tason ohella olisi näin myös varmistettava *Gonyostomum semen* -levän vaikutus *a*-klorofyllitasoon. Vesipuitteidirektiivin mukaisessa luokittelussa tämä on otettava huomioon EQR-rajoissa, jolloin kasviplanktonarvio määritettynä *a*-klorofyllin avulla biomassana olisi todennäköisesti hylättävä sen laajan vaihtelun vuoksi tämän tyyppisissä järvissä.

Taulukko 12. Kohdejärvien mitattuja yleisiä vedenlaadun ominaisuuksia. Tiedot ovat ennen tätä työtä tehtyjen havaintojen keskimääräisiä tuloksia (ympäristöhallinnon Hertta-tietojärjestelmä, Manninen ym. 2003). * = *Gonyostomum semen* -järvi.

Kohdejärvi	Kokonais- fosfori µg/l	Kokonais- typpi µg/l	Väriarvo mgPt/l	Sameus FTU	<i>a</i> -kloro- fyllitaso µg/l
Suuri-Vahvanen	6	320	25	0,3	2,9
Keihäsjärvi	13	510	40	1,4	8,5
Keskimmäinen-Alimmainen	17	560	60	1,5	15 - 36*
Syysjärvi	12	440	25	0,5	3,7
Ukonvesi	22	1000	40	1	9
Lamposaarenselkä	26	1950	70	1,7	14
Sylkky	8	290	6	0,3	2,5
Tarsalanjärvi	21	780	140	2	19*
Saarijärvi	18	660	105	2,3	15*
Lylyjärvi	30	820	150	1,2	12*

Suuri-Vahvanen, Mikkeli

Järvi on hieman Sylkkyä ruskeavetisempi, mutta silti kirkasvetinen ja vähäravinteinen, oligotrofinen järvi. Fluorometrituloksia saatiin järveltä vain elokuun alkupuolelta. Kaikki *a*-klorofyllikorjatut fluoresenssiarvot vaihtelivat pääosin välillä 2 - 4 µg/l eli kuvasivat selkeästi vähäravinteisia olosuhteita. Vain järven keskeisellä alueella havaittiin rajatulla alueella hieman korkeampia, yli 5 µg/l:n lukemia. Heti nousun jälkeen tiedon rekisteröinnissä tapahtui kuitenkin katkos, jota saattoi edeltää jokin havaittuun alueelliseen lukemien kohoamiseen vaikuttanut häiriötekijä.

Keihäsjärvi, Mikkeli

Järvi on lievän mesotrofinen sekä suhteellisen kirkasvetinen ja sillä on suurehko valuma-alue. Järven klorofyllikorjatut fluoresenssiarvot kuvaavat myös lähinnä mesotrofisia oloja. Järven sisäistä vaihtelua on enemmän kuin tutkituissa vähäravinteisemmissa järvissä. Järven läntinen luoteisosa, minne yläpuolisen valuma-alueen vedet pääosin laskevat, osoittautui järven muita osia selvästi rehevemmäksi. Sitä tukivat myös silmämääräiset havainnot ja sekä vesimakrofytyttitutkimusten (Leka ym. 2003) havainnot.

Taulukko 13. Fluorometrimittausten yhteydessä otetuista vesinäytteistä mitatut α -klorofylli- ja väriarvot kohdejärvissä.

Havaintopaikka	YK-Pohj.	YK-Itä	Aika	Yläsyvyys m	Alasyvyys m	α -kloro- fylli $\mu\text{g/l}$	Väri mgPt/l
Suuri-Vahvanen 423	6843260	3529130	8.8.2002	0	2	2,7	10
Suuri-Vahvanen 423	6843260	3529130	30.8.2002	0	2	1,9	15
Suuri-Vahvanen 424	6841360	3528910	8.8.2002	0	2	2,5	10
Suuri-Vahvanen 424	6841360	3528910	30.8.2002	0	2	2	10
Keihäsjärvi 008	6839050	3527100	14.8.2002	0	2	12,3	35
Keihäsjärvi 425	6838160	3528590	14.8.2002	0	2	9,2	35
Alimmainen 165	6834260	3526880	8.8.2002	0	2	10,7	40
Keskimmäinen 422	6835340	3525920	8.8.2002	0	2	18,4	40
Alimmainen 165	6834260	3526880	30.8.2002	0	2	24,6	50
Keskimmäinen 422	6835340	3525920	30.8.2002	0	2	6,7	40
Syysjärvi 239	6834320	3512640	12.8.2002	0	2	4,9	20
Syysjärvi 240	6833530	3511650	12.8.2002	0	2	4,4	20
Syysjärvi 241	6834640	3511930	12.8.2002	0	2	4,4	20
Ukonvesi 242	6832880	3516200	12.8.2002	0	2	12,1	30
Ukonvesi 243	6832720	3515290	12.8.2002	0	2	10,1	30
Lamposaarenselkä 244	6841051	3516310	14.8.2002	0	2	20	50
Lamposaarenselkä 245	6841071	3515874	14.8.2002	0	2	21,2	50
Sylkky 076	6866080	3613340	13.8.2002	0	2	2,7	5
Sylkky 075	6865890	3612400	13.8.2002	0	2	2,6	5
Sylkky 082	6866520	3612590	13.8.2002	0	2	2,5	5
Tarsalanjärvi 040	6849040	3513400	20.8.2002	0	2	46,8	120
Saarijärvi 041	6847220	3513440	20.8.2002	0	2	37,5	90
Lylyjärvi 112	6859492	3520653	21.8.2002	0	1	34,2	150
Lylyjärvi 113	6858932	3521163	21.8.2002	0	1	23,4	150

Keskimmäinen-Alimmainen, Mikkeli

Järvi on selkeästi mesotrofinen, suhteellisen ruskeavetinen ja sillä on suurehko valuma-alue. Se on Keskimmäisen valuma-alueen (04.115) alin järvi, joka on valuma-alueen veden laadultaan selvästi ongelmallisimpana pidetty allas. Järvestä mitatut ja korjatut fluoresenssiarvot kuvaavat ensimmäisellä ajokaksolla 8. elokuuta 2002 selkeän mesotrofisia (länsiosa) - eutrofisia (itäosa) olosuhteita ja toisella ajokaksolla 29. elokuuta 2002 selkeän mesotrofisia (länsiosa) - erittäin eutrofisia (itäosa) olosuhteita. Järvelle on ominaista runsaasti α -klorofylliä sisältävän *Gonyostomum semen* -levän runsaus. Se kohottaa etenkin järven itäosassa klorofylliarvot huomattavan korkeiksi, vaikka järven ravinteisuus ei viittaa näin korkeisiin arvoihin. *Gonyostomum semen* -levä kykenee vaeltamaan vertikaalisti vesipatsaassa suhteellisen nopeasti ja hyödyntämään pohjanläheisen vesikerroksen runsaita ravinnevaroja kasvuunsa. Siten pelkkä α -klorofyllin avulla tapahtuva rehevyytason arviointi ei anna ilman tarkempaa selvitystä oikeaa kuvaa tämän tyyppisten järvien tilasta. *Gonyostomum semen* -levä alentaa sinänsä limoittavien ominaisuuksiensa vuoksi mm. vesialueen virkistyskäyttöä.

Syysjärvi, Mikkeli

Järvi on hieman edellisiä ruskeavetisempi, mutta suhteellisen kirkasvetinen ja käytännössä lähes oligotrofinen järvi. Syysjärven fluorometrillä arvioitu *a*-klorofyllitaso kuvasi lähes oligotrofisia, vähäravinteisia olosuhteita. Vain matalalla ja osin vesimakrofyttien valtaamalla itäisellä lahtialueella havaittiin selvää fluoresenssiarvojen kohoamista, joka poikkesi maksimissaan noin 50 % havaitusta järven keskimääräisestä tasosta.

Ukonvesi, Mikkeli

Järvi on selkeän mesotrofinen, ruskehtavavetinen Ukonveden vesistöalueen (04.15) allas, jolla on suurehko valuma-alue. Mitatut ja korjatut fluoresenssiarvot kuvaavat keskeisillä ulappa-alueilla selkeää mesotrofiaa ja pohjoisesta Siikasalmen kautta Kyyhkylänselältä laskevien rehevämpien vesien vaikutusalueella runsasta ravinteisuutta, eutrofiaa.

Lamposaarenselkä, Mikkeli

Vesialue on rehevä, suhteellisen humuspitoinen Mikkelin kaupungin puhdistettujen jätevesien vaikutusalueella oleva järviallas, jolla on suurehko valuma-alue. Lamposaarenselällä oli fluorometritiedon tallennusongelmia ja tieto piti poimia manuaalisesti fluorometrin omasta hallintaohjelmasta. Sen vuoksi paikkatietoa ei saatu eikä tuloksia voitu esittää kartalla, vaan ne esitetään kaaviomuodossa ajetuin ajolinjoin eroteltuna ja nimettynä (kuva 15). Kaikki Lamposaarenselän fluorometrijaksot kuvaavat selkeän runsasravinteisia olosuhteita, mikä on alueen fyysikaalisen ja kemiallisen vedenlaatutiedon kanssa yhdenmukainen tulos.

Sylkky, Kerimäki

Järvellä on hyvin pieni valuma-alue ja se on kirkasvetinen sekä vähäravinteinen eli oligotrofinen järvi. Mitattu ja *a*-klorofyllillä korjattu fluorometridata kuvaa selkeän vähäravinteisia olosuhteita kaikkien arvojen jäädessä alle 4 µg/l. Vaihtelu järven alueella on kokonaisuutena hyvin vähäistä, vaikka hieman suurempia arvoja havaittiin mittausajankohtana kevyen tuulen alapuolella järven itäosassa.

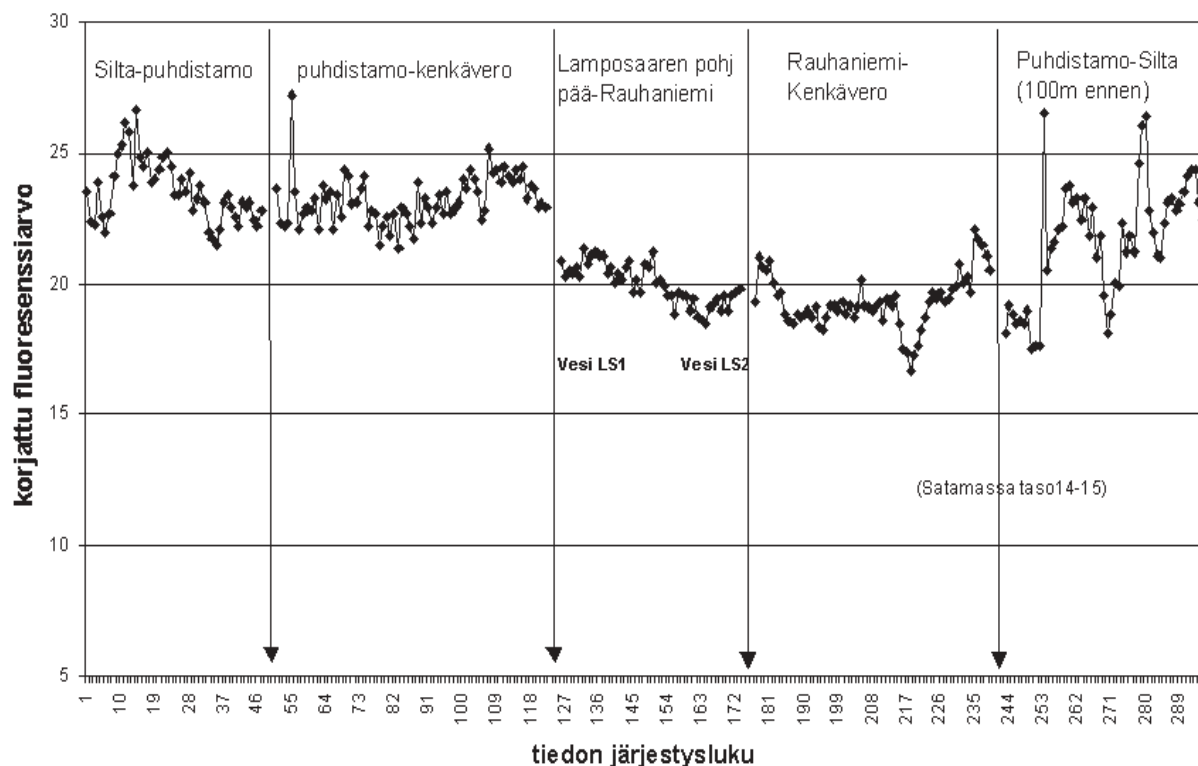
Tarsalanjärvi ja Saarijärvi, Mikkeli

Järvet ovat syvyysuhteiltaan keskimääräisiä, osin matalia ja runsashumuksisia latvavaluma-alueen 04.153 voimakkaan mesotrofisia humusjärviä. Koko mitattu ja korjattu fluoresenssiaineisto kuvaa molemmissa järvissä *a*-klorofyllinä selkeän voimakkaan eutrofisia oloja, mihin on vaikuttanut kohottavasti lähinnä *Gonyostomum semen* -levä, kuten Keskimäinen-Alimmainen -järvessäkin.

Lylyjärvi, Mikkeli

Lylyjärvi on latvavaluma-alueen 04.164 rehevä ja matala humusjärvi. Koko mitattu ja korjattu fluoresenssiaineisto kuvaa *a*-klorofyllinä selkeän eutrofisia oloja, mihin on vaikuttanut kohottavasti lähinnä *Gonyostomum semen* -levä samoin kuin Keskimäinen-Alimmainen -järvessäkin.

Lamposaarenselkä 12.8.2002



Kuva 15. Lamposaarenselän fluorometriaajon tulostus ajolinjoittain.

4.5 Yhteenveto fluorometrin käytöstä sekä ehdotuksia laitteiston kenttäkelpoisuuden kehittämiseksi

Tutkituista järvistä saadun kokemuksen mukaan käytetty laitteisto soveltuu ominaisuuksiltaan hyvin järvien fluoresenssimittauksiin. Humuspitoisemmissa vesissä, joissa on *Gonyostomum semen* -levää, mittausten antama kuva järven leväbiomassasta ei ole yksiselitteinen. Fluorometri ei kykene ilmeisesti levän suuresta koosta johtuen havaitsemaan kaikkea sen sisältämää klorofylliä eli saadut lukemat voivat olla 50 % pienempiä kuin todellinen *a*-klorofyllitaso. Toisaalta levä aiheuttaa limoittumisellaan likaantumisongelmia käytetyssä läpivirtaussysteemissä. Fluorometriä voidaan käyttää myös ilman läpivirtauskyvettä, esim. sopivaan telineeseen asennettuna, jolloin limoittuminen on varmasti vähäisempää ja laite on helpommin puhdistettavissa mittauksen aikana.

Laitekokonaisuuden kehittämisessä huomio kannattaa kiinnittää sen kokoon sekä virrankulutukseen. Vesipumpun korvaaminen vähemmän virtaa kuluttavalla järjestelmällä tai kulkunopeuteen perustuvalla "vapaalla" kierrolla sekä tallentavan tietokoneen virtakapasiteetin kolminkertaistaminen tai vähemmän virtaa

kuluttavan, vesisuojatun teollisuusmikron käyttäminen keventäisivät laitetta ja sallisivat riittävän käyttöajan. Käytetty GPS-navigaattori osoittautui riittävän tarkaksi eikä tulostuksessa havaittu silmämääräisesti poikkeamia. Fluorometriä voidaan käyttää myös suoraan veteen upotettuna ilman läpivirtauskyvettä ja pumppua. Tällä vaihtoehdolla kuplanmuodostusta saadaan vähennettyä ja ajonopeutta lisättyä. Fluorometri on kuitenkin näin käytettynä arempi kolhuille.

Laitteiston käyttöä kannattaa tulevaisuudessa testata mm. eri tyyppisten pistekuormittajien vaikutusalueella erilaisissa olosuhteissa. Selvityksen kohteena voisi tällöin olla mm. vaikutusalueen laajuuden tarkempi rajaaminen. Tällainen, helposti ja kerralla toteutettava ja kattava-alainen ”yleiskartoitusmenetelmä” voi olla menetelmällisistä rajoituksistaan huolimatta erinomainen apu mm. yksityiskohdaisempaan haitta-alueen rajaukseen ravinnekuormitetuilla alueilla. Perinteinen vesianalytiikka sekä biologiset menetelmät vaativat merkittävästi enemmän resursseja vastaavaan tulokseen pääsemiseksi.

Kasviplanktonin koostumuksen ja arvioidun *a*-klorofyllin käyttökelpoisuus seurannoissa

5

Liisa Lepistö¹⁾, Johanna Rissanen¹⁾, Mari Ruuska²⁾ ja Anna-Liisa Holopainen²⁾

¹⁾ Suomen ympäristökeskus

²⁾ Joensuun yliopisto

5.1 Aineisto ja menetelmät

Kasviplankton- ja fluorometritutkimuksissa oli mukana kaikkiaan 12 järveä Vuoksen vesistöalueelta (taulukko 14, liite 1). Näistä kymmenen oli Life Vuoksi -hankkeen yhteisiä menetelmätestausten kohdejärviä ja kaksi (Tarsalanjärvi ja Saarijärvi) muita lisäkohteita (kts. luvut 2 ja 4). Life Vuoksi -hankkeen kohdejärvien vedenlaatua ja kuormitusta on kuvattu tarkemmin erillisessä raportissa (Manninen ym. 2003). Kohdejärvet on ryhmitelty niiden arvioidun luontaisen järvityypin mukaan. Tyypittelyssä on käytetty Suomen alustavaa ehdotusta vesipuitelidirektiivin mukaiseksi tyypittelyksi (Pilke ym. 2002). Tässä aineistossa tyyppejä oli kolme, joista jokaisessa oli sekä vertailujärviä että kuormitettuja järviä. Lisäksi kolmelle järvelle kokeiltiin vaihtoehtoisia tyypittelyä.

Kasviplanktonnäytteet otettiin elokuussa 2002 kahtena näytteenottoajankohdaksi. Näytteitä otettiin 12 järven ulappa-alueelta sekä eri tyyppisiltä rannoilta järven koon ja liuskaisuuden mukaisesti vaihtelevasti, 2 - 8 näytettä järveä kohti (taulukko 14, liite 1).

Fluorometrin käyttö on kuvattu luvussa 4. Fluorometrimittausten tuloksista laskettiin *a*-klorofyllipitoisuudelle keskiarvo, joka perustui järven sisäisen arvioidun *a*-klorofyllitasen vaihteluväliin.

5.1.1 Kasviplanktonin valtalajien analyysi

Valtalajiston analyysiä varten otettiin ns. haavinäytteet, joita oli yhteensä 103 kappaletta (taulukko 14). Osalla järvistä käytiin vain kerran fluorometrimittausten yhteydessä (kts. luku 4), joten näiltä kohteilta on vain yhden ajankohdan näytteet.

Näytteet otettiin 0 - 1 metrin syvyydestä eli samasta syvyydestä kuin mistä fluorometrimittaukset tehtiin. Näytteenotto toteutettiin 8. - 29.8.2002 samanaikaisesti fluorometrimittausten kanssa. Näytteenottimenä käytettiin Limnos-vesinoudinta, jonka tilavuus oli 1,25 litraa. Kultakin havaintopaikalta nostettiin näytteenottimella 5 nostoa, jotka yhdistettiin kokoomanäytteeksi (tilavuus 6,25 l). Näyte konsentroitiin 25 μm :n haavin läpi ja kestäväitettiin happamalla Lugol-liuoksella. Lopullinen näytemäärä oli noin 20 ml. Näyte konsentroitiin haavilla sen vuoksi, että saatiin riittävän tiheä näyte, joka voitiin analysoida yksinkertaisin menetelmin.

Näytteet tutkittiin Suomen ympäristökeskuksessa. Näytettä laskeutettiin sekoittamisen jälkeen levämäärästä (tiheydestä) riippuen 3 ml tai 1,5 ml. Näytteestä määritettiin ja laskettiin käänteismikroskoopilla vastavalovaiheoptiikkaa käyttäen viisi yksilömäärältään yleisintä lajia 200-kertaisella suurennoksella (2 halkaisijaa, 20 näkökenttää). Tulokset ilmoitettiin märkäpainona mg/l (suodatettu näytemäärä on huomioitu). Niemisjärven näytteitä ei voitu laskea niiden tiheyden takia, vaan niistä tehtiin pelkästään lajilistat.

Taulukko 14. Kasviplanktonnäytteiden lukumäärät ja fluorometrimittaukset kohdejärvittäin elokuussa 2002.

Kohdejärvi	Haavinäyte vko 32 (kpl)	Haavinäyte vko 33 (kpl)	Haavinäyte vko 34 (kpl)	Haavinäyte vko 35 (kpl)	Fluorometri- mittaukset (kpl)	Kvantitat. kasvi- plankton- näyte vko 32 - 33
Lika-Pyöree	4			4		2
Niemisjärvi	8			8		2
Sylkky		7			1	1
Suuri-Vahvanen	7			7	1	2
Syysjärvi		6			1	1
Keskimmäinen- Alimmainen	6			8	2	2
Keihäsjärvi		6			1	1
Ukonvesi		4			1	1
Tiilikka	5			5		2
Mujejärvi	6			6		2
Saarijärvi			2		1	
Tarsalanjärvi			4		1	

5.1.2 Kvantitatiivinen kasviplanktonanalyysi

Kymmeneltä järveltä otettiin ulappa-alueen kokoomanäytteestä (0 - 1 m) ennen haavinäytteen ottoa kvantitatiiviset 200 ml:n kasviplanktonnäytteet (taulukko 14). Näyte kestävästi käyttäen 0,5 ml hapanta Lugol-liuosta 200 ml:n näytettä kohden. Tästä näytteestä tehtiin kvantitatiivinen kasviplanktonanalyysi Utermöhl-menetelmällä (Utermöhl 1958), jota käytetään myös valtakunnallisen kasviplanktonseurannan näytteiden analysoinnissa (Lepistö ym. 2003).

Näytteet tutkittiin Joensuun yliopistossa. Näytettä laskeutettiin 10 - 50 ml levärunsaudesta riippuen, ja lajisto määritettiin ja laskettiin käänteismikroskoopilla vastavalovaiheoptiikkaa ja kahta suurennosta (x560 ja x280) käyttäen. Tulokset ilmoitettiin märkäpainona mg/l.

5.1.3 Kasviplanktonbiomassan ja fluorometrillä saatujen klorofylliarvojen vertailu

Kasviplanktonin määrä (kokonaisbiomassa) voidaan arvioida määrittämällä *a*-klorofyllipitoisuus (Granberg ja Harjula 1982). Arvioituja *a*-klorofyllin pitoisuuksia ja kasviplanktonin valtalajinäytteiden perusteella laskettuja valtalajien biomassoja (märkäpainona) verrattiin keskenään. Kasviplanktonin koostumus tutkittiin mikroskopoimalla kasviplanktonnäytteet, koska sitä ei voida arvioida *a*-klorofyllin perusteella.

Fluorometrin käytön testaus rajoittui ainoastaan Etelä-Savon alueen järviin. Fluorometrimittaukset puuttuvat siis luonnostaan rehevistä järvistä ja pienistä, runsashumuksisista järvistä, joten niiden osalta ko. vertailua ei tehty.

5.1.4 Tilastolliset menetelmät

Kasviplanktonin yhteisöekologinen analyysi tehtiin CANOCO-ohjelmistoon kuuluvalla oikaistulla korrespondenssianalyysillä (DCA) (ter Braak 1987, 1990).

5.1.5 Järven ekologista tilaa kuvastavan suhdeluvun (EQR) laskeminen

Kvantitatiivisen kasviplanktonanalyysin tulosten (kokonaisbiomassa) perusteella laskettiin kullekin järvelle ekologista tilaa kuvaava ns. EQR-arvo (Ecological Quality Ratio = ekologinen laatusuhde) seuraavasti: Tutkituista järvistä valittiin vertailujärviksi ne järvet, joiden ei katsottu olevan ihmistoiminnan merkittävästi muuttamia. Jos tyyppiin kuului ainoastaan yksi vertailujärveksi arvioitu järvi, käytettiin sen elokuun alun biomassa-arvoa vertailulukuna. Jos tyyppissä oli useampia vertailujärviksi arvioituja, laskettiin niiden biomassojen keskiarvo. Mediaania ei käytetty, koska vertailujärviä kussakin tyyppissä oli enimmillään vain kaksi. Vertailulukua käytettiin odotusarvona. Kuormitettujen järvien ekologista laatua kuvaava suhdeluku laskettiin jakamalla odotusarvo / havaittu arvo. Saatua lukuarvoa vaihtelee välillä 1 - 0. Nämä arvot välillä 1 ja 0 voidaan jakaa viiteen luokkaan, joiden voidaan ajatella kuvaavan luokkia (erinomainen, hyvä, kohtalainen, välttävä, huono) vesipolitiikan puitedirektiivissä (EY 2000).

Saatuja biomassa-arvoja verrattiin myös sekä 1990-luvun että vuoden 2003 koko maan aineistosta laskettuihin keskiarvo- ja mediaanibiomassoihin. Koska kohdejärvien luontaisen järvityypin määrittäminen ei aina ole yksiselitteistä, joillekin järville laskettiin EQR-suhdeluvut vaihtoehtoisen järvityypin mukaisilla vertailuarvoilla eli odotusarvoilla.

5.1.6 Eutrofian ja oligotrofian ilmentäjälajit

Järnefeltin (Järnefelt 1952, 1956, Järnefelt ym. 1963) kehittämää suomalaisiin olosuhteisiin soveltuva kvotienttisysteemiä käytettiin kuvaamaan vesien rehevyyttä. Lajit, jotka esiintyvät yli kaksi kertaa useammin eutrofisissa kuin oligotrofisissa vesissä, luokitellaan eutrofian ilmentäjiksi (E-lajit). Oligotrofian ilmentäjiksi (O-lajit) luokitellaan ne lajit, joilla vastaava esiintymistiheyden kerroin on pienempi kuin 0,7. Näiden kahden ilmentäjälajiryhmän keskinäistä suhdetta käytetään arvioinnin perusteena. Jos eutrofian ja oligotrofian ilmentäjien lajilukumäärän suhde (E/O) on yli 8 tai jos niiden kokonaistilavuuksien (V), eli kokonaisbiomassojen, suhde (EV/OV) on yli 35, on kysymyksessä runsasravinteinen vesistö. Myös tässä tarkastelussa käytettiin kvantitatiivisen kasviplanktonanalyysin tuloksia.

5.2 Tulokset

5.2.1 Luonnostaan rehevät järvet (tyyppi 2)

Vertailujärvet

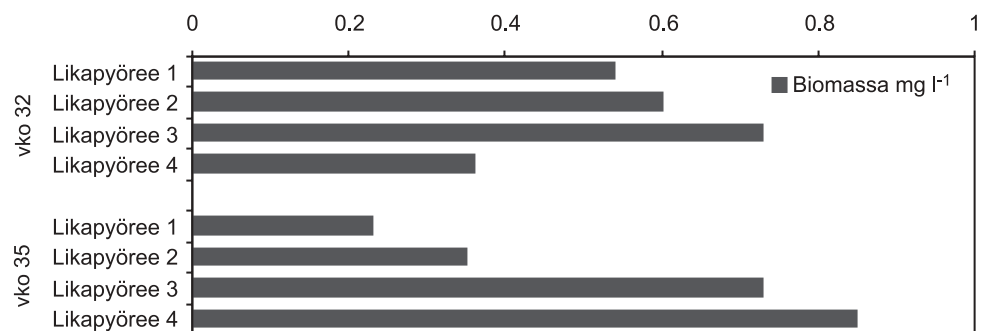
Lika-Pyöreen havaintopaikoilta ei määritetty klorofylliä fluorometrin avulla (kts. kohta 5.1.3). Elokuun alussa haavinäytteestä laskettu kasviplanktonbiomassa oli keskimäärin 0,6 mg/l (keskihajonta 0,1) ja elokuun lopussa 0,5 mg/l (keskihajonta 0,3) (kuva 16, taulukko 15). Järven sisäinen vaihtelu oli vähäistä. Kultalevät *Dinobryon bavaricum* ja *D. divergens* olivat vallitsevia.

Kvantitatiivisella kasviplanktonanalyyysillä laskettu havaintopaikan (4) kasviplanktonbiomassa oli 0,6 mg/l elokuun alussa ja 0,3 mg/l elokuun lopussa, kun samalta paikalta otettujen haavinäytteiden valtalajien biomassat olivat elokuun lopussa vastaavasti 0,4 ja 0,9 mg/l (liite 5).

Kuormitetut järvet

Niemisjärven havaintopaikoilta ei määritetty klorofylliä fluorometrin avulla (kts. luku 5.1.3). Järven kasviplanktonin määrä oli erittäin suuri, ja sieltä otettuja haavinäytteitä ei voitu laskea käytetyllä valtalajimenetelmällä edes laimennetuista näytteistä. Lajeista runsaimpana esiintyi sinilevä *Aphanizomenon foveosum*, joka oli runsaana elokuun alussa kaikilla havaintopaikoilla. Muita sinileviä olivat *Anabaena mucosa*, *A. planctonica* ja *Woronichinia naegeliana*. *W. naegeliana* -sinilevä oli vallitsevana elokuun lopussa. Lajilistan neljännellä ja viidennellä sijalla eri havaintopaikoilla ja molemmilla näytteenottokerroilla olivat mm. viherlevät *Pediastrum duplex* ja *Dictyosphaerium pulchellum*, panssarisiimalevä *Ceratium* sp., piilevät *Aulacoseira* sp. ja *Asterionella formosa* sekä *Gonyostomum semen* -limalevä.

Kvantitatiivisella kasviplanktonanalyyysillä laskettu havaintopaikan (5) kasviplanktonbiomassa oli elokuun alussa 7,9 mg/l ja elokuun lopussa 4,3 mg/l.



Kuva 16. Kasviplankton valtalajien biomassana luonnostaan rehevän Lika-Pyöreen (tyyppi 2) näytteenottoaikoilla elokuussa 2002. Lika-Pyöreestä ei mitattu klorofylliä.

5.2.2 Pienet ja keskikokoiset, vähähumuksiset järvet (tyyppi 4)

Vertailujärvet

Sylkyssä kasviplanktonin määrä *a*-klorofyllin pitoisuutena oli keskimäärin 2,5 µg/l (keskihajonta 0,2) (kuva 17, taulukko 15). Valtalajilaskennan avulla saatu biomassa oli 0,7 mg/l (keskihajonta 0,1), joka on kaksin-kolminkertainen verrattuna suurehkojen, karujen ja kirkasvetisten järvien ulappa-alueen heinäkuiseen kasviplanktonin määrään (kts. mm. Lepistö ym. 2003). Biomassa oli alhaisin järven keskiosassa havaintopaikalla (6) ja suurin havaintopaikalla (1). Merkittäviä eroja ei havaittu järven eri osissa. Sylkyllä tyypillisiä taksoniteja olivat viherleviin kuuluvat *Pseudosphaerocystis lacustris* ja *Botryococcus terribilis* sekä yhtymälevät (koristelevät) *Staurodesmus* ja *Staurastrum*. Myös *Anabaena*-sinilevää tavattiin. Sinilevien osuus oli keskimäärin 20 % koko levämäärästä.

Kvantitatiivisella kasviplanktonanalyyysillä laskettu havaintopaikan (3) kasviplanktonbiomassa oli 0,15 mg/l, kun samalta paikalta otetun haavinäytteen valtalajien biomassa oli 0,74 mg/l (liite 5).

Suuri-Vahvasessa klorofyllin pitoisuus oli elokuun alussa keskimäärin 3,5 µg/l (keskihajonta 1,4) ja haavinäytteestä laskettu kasviplanktonbiomassa oli tuolloin 4,1 mg/l (keskihajonta 2,2). Elokuun lopulla klorofyllipitoisuutta ei tuolloin mitattu, kasviplanktonbiomassa oli 3,8 mg/l (keskihajonta 4,0) (kuva 17, taulukko 15). Arvot ovat noin kymmenkertaisia suurehkojen, karujen ja kirkasvetisten järvien biomassaansa verrattuna (Lepistö ym. 2003). Elokuun alkupuolella lajistoa valitsivat suurikokoiset lajit, kuten litoraalivyöhykkeessä kasvava, mutta sieltä helposti irtihuuhtoutuva *Tabellaria flocculosa* -piilevä, *Ceratium furcoides* -panssarisiimalevä ja rihmamaisia yhdyskuntia muodostava *Hyalotheca dissiliensis* -yhtymälevä, jota tavattiin melkein kaikilla havaintopaikoilla. Maksimibiomassat havaintopaikoilla (3) ja (4) olivat tämän lajin aiheuttamia. Alhaisin biomassa oli ulappa-alueen havaintopaikalla (2). Elokuun lopulla *H. dissiliensis* -yhtymälevää oli runsaasti havaintopaikoilla (1) sekä etenkin havaintopaikoilla (4) ja (7). Sinileviä ei ollut dominoivien taksonien joukossa.

Kvantitatiivisella kasviplanktonanalyyysillä laskettu havaintopaikan (2) kasviplanktonbiomassa oli 0,13 mg/l elokuun alussa ja 0,16 mg/l elokuun lopussa. Biomassa-arvojen keskiarvoa käytettiin vertailuarvoina EQR-luvulle. Samalta paikalta otettujen haavinäytteiden valtalajien biomassat olivat kymmenkertaiset, 1,0 mg/l ja 1,3 mg/l (liite 5).

Kuormitetut järvet

Syysjärvessä klorofyllin pitoisuus oli 4,8 µg/l (keskihajonta 0,8) ja haavinäytteestä laskettu kasviplanktonbiomassa oli keskimäärin 4,9 mg/l (keskihajonta 3,2) (kuva 17, taulukko 15). Biomassa on noin kolminkertainen verrattuna lievästi humuspitoisiin, lievästi reheviin järviin (Lepistö ym. 2003). Sinilevä *Woronichinia naegeliiana*, kultalevä *Dinobryon divergens* / *D. cylindricum*, piilevä *Tabellaria flocculosa* sekä *Staurodesmus*- ja *Staurastrum*-yhtymälevät olivat tyypillisiä. *Hyalotheca dissiliensis* -yhtymälevän aiheuttamat maksimibiomassat mitattiin järven pohjoispään havaintopaikoilta (1) ja (2). Havaintopaikalla (6) oli runsaasti *Dinobryon bavaricum* -kultaleviä. Klorofyllimaksimi oli sen sijaan havaintopaikalla (3), jossa *Botryococcus terribilis* -viherlevää oli runsaasti verrattuna muihin paikkoihin. Sinilevien (*Woronichinia naegeliiana*) osuus kokonaisbiomassasta oli pieni (9 %).

Kvantitatiivisella kasviplanktonanalyysillä laskettu havaintopaikan (3) kasviplanktonbiomassa oli 0,26 mg/l, kun samalta paikalta otetun haavinäytteen valtalajien biomassa oli 3,1 mg/l (liite 5).

Keskimmäinen-Alimmainen -järvessä elokuun alun *a*-klorofyllin pitoisuus oli 10,9 µg/l (keskihajonta 1,6) ja haavinäytteestä laskettu kasviplanktonbiomassa keskimäärin 3,1 mg/l (keskihajonta 1,4). Kultaleviin kuuluva *Synura* sp. oli elokuun alussa poikkeuksellisen runsaana. *Ceratium hirundinella* -panssarisiimalevä oli yleinen. Elokuun loppupuolella klorofyllin pitoisuus oli korkeampi, 20,6 µg/l (keskihajonta 11,6) ja biomassa keskimäärin 9,7 mg/l (keskihajonta 14,2) (kuva 17, taulukko 15). Elokuun lopulla maksimibiomassan ja suuren hajonnan aiheuttaja oli *Hyalotheca dissiliensis* -yhtymälevä havaintopaikalla (8). Se tuotti myös klorofyllimaksimien havaintopaikalla (2). *Gonyostomum semen* -levää oli runsaasti havaintopaikoilla (1), (6) ja (8). *Botryococcus terribilis* -viherlevä ja *Dinobryon cylindricum* / *D. divergens* -kultalevät olivat tyypillisiä kaikilla havaintopaikoilla. Sinileviä oli vähän.

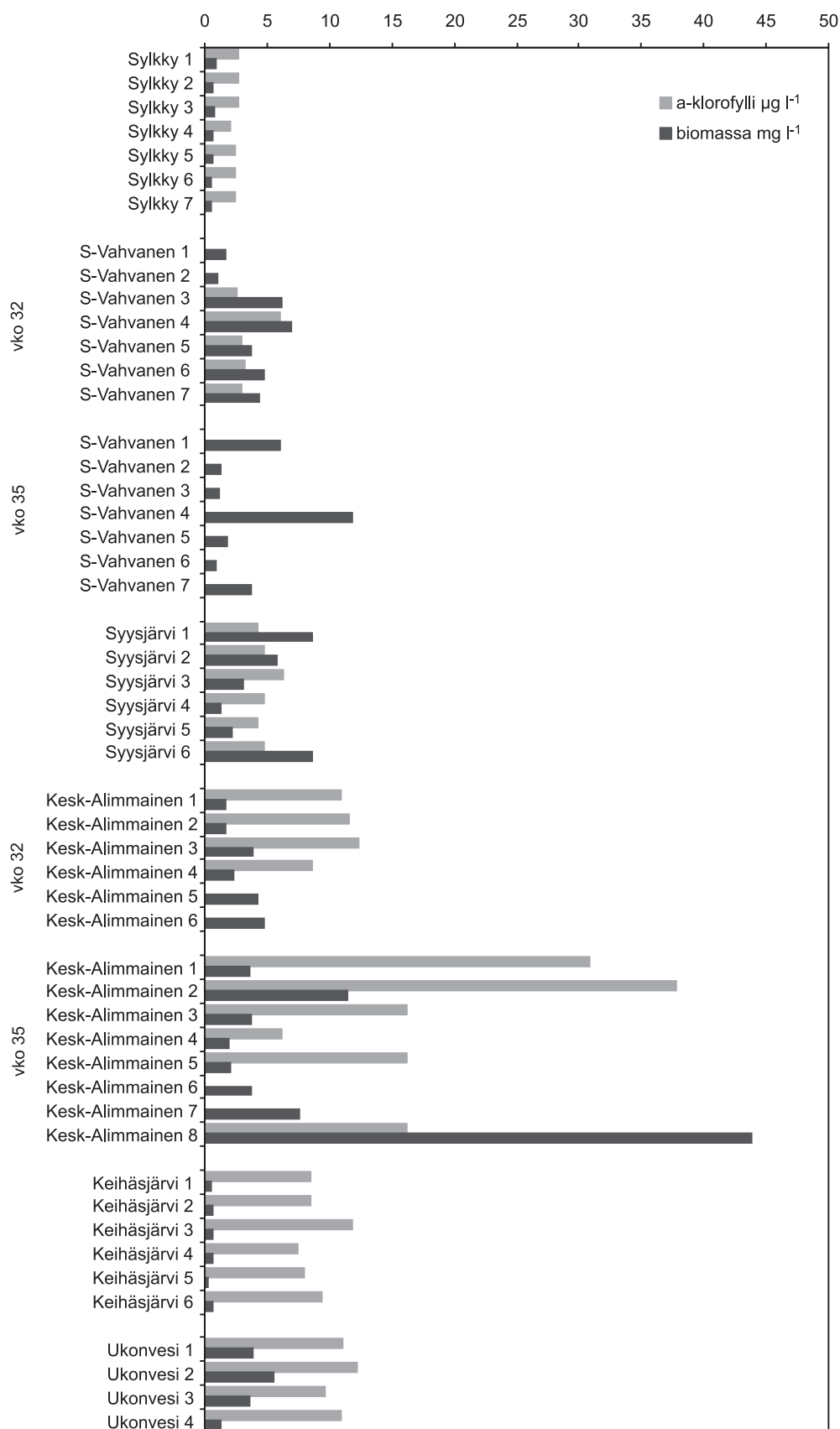
Kvantitatiivisella kasviplanktonanalyysillä laskettu havaintopaikan (5) kasviplanktonbiomassa oli 0,9 mg/l elokuun alussa ja 0,3 mg/l elokuun lopussa. Vastaavasti samalta paikalta otettujen haavinäytteiden valtalajien biomassat olivat 4,3 mg/l ja 2,0 mg/l (liite 5).

Keihäsjärvessä klorofyllin pitoisuus oli 8,9 µg/l (keskihajonta 1,5) ja haavinäytteestä laskettu kasviplanktonbiomassa keskimäärin 0,5 mg/l (keskihajonta 0,1) (kuva 17, taulukko 15). Havaintopaikkojen väliset erot olivat pieniä. *Botryococcus terribilis* -viherlevä ja *Dinobryon cylindricum* / *D. divergens* -kultalevät olivat tyypillisiä. *Gonyostomum semen* -levää havaittiin etenkin havaintopaikalla (3), josta mitattiin myös klorofyllin maksimi. Biomassamaksimien tuotti sinilevä *Woronichinia naegeliana* havaintopaikalla (2).

Kvantitatiivisella kasviplanktonanalyysillä laskettu havaintopaikan (3) kasviplanktonbiomassa oli 0,4 mg/l, kun samalta paikalta otetun haavinäytteen valtalajien biomassa oli 0,6 mg/l (liite 5).

Ukonvedessä klorofyllin pitoisuus oli 11 µg/l (keskihajonta 1,0) ja haavinäytteestä laskettu kasviplanktonbiomassa keskimäärin 3,5 mg/l (keskihajonta 1,7) (kuva 17, taulukko 15). Molemmille kasviplanktonin määrää kuvaaville muuttujille mitattiin maksimiarvot havaintopaikalla (2). Piilevät *Asterionella formosa* ja *Tabellaria flocculosa* dominoivat yhdessä *Ceratium* -panssarisiimalevän kanssa. Sinilevien osuus oli 30 % (*Woronichinia naegeliana* ja *Anabaena* sp.). Järven pohjoispään havaintopaikalla (4) sinilevä *Microcystis wesenbergii* oli melko runsaana.

Kvantitatiivisella kasviplanktonanalyysillä laskettu havaintopaikan (3) kasviplanktonbiomassa oli 1,3 mg/l, kun samalta paikalta otetun haavinäytteen valtalajien biomassa oli 3,6 mg/l (liite 5). Valtakunnallisen pitkäaikaisen seurannan tulosten mukaan biomassa on Ukonveden syvännelävällä havaintopaikalla keskimäärin 1,9 mg/l (Lepistö ym. 2003).



Kuva 17. Kasviplankton valtalajien biomassana ja a-klorofyllipitoisuutena mitattuna pienten ja keskikokoisten, vähähumuksisten järvien (tyyppi 4) näytteenottoaikoilla elokuussa 2002 (viikolla 33, ellei toisin ole mainittu). Huomaa yksiköt (biomassa mg/l ja klorofylli $\mu\text{g/l}$).

5.2.3 Pienet, runsashumuksiset järvet (tyyppi 9)

Vertailujärvet

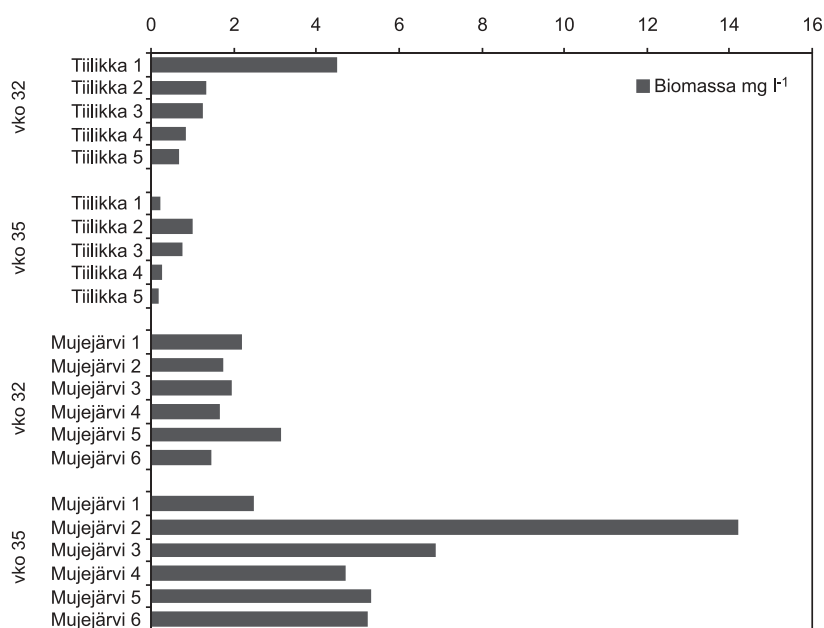
Tiilikan havaintopaikoilta ei määritetty klorofylliä fluorometrin avulla (kts. luku 5.1.3). Elokuun alussa haavinäytteestä laskettu kasviplanktonbiomassa oli keskimäärin 1,7 mg/l (keskihajonta 1,6) ja elokuun lopussa 0,5 mg/l (keskihajonta 0,4) (kuva 18, taulukko 15). Kasviplanktonia dominoi elokuun alussa kultaleviin kuuluva *Mallomonas caudata*. Sitä oli runsaasti etenkin havaintopaikalla (1). Elokuun lopulla sen sijaan *Peridinales*- panssarisiimalevät ja *Dinobryon bavaricum*- kultalevä olivat valtalajeja. *Gonyostomum semen* -limalevää oli tuolloin melko runsaasti havaintopaikalla (2).

Kvantitatiivisella kasviplanktonanalyysillä laskettu havaintopaikan (5) kasviplanktonbiomassa oli 0,4 mg/l elokuun alussa ja 0,1 mg/l elokuun lopussa, kun samalta paikalta otettujen haavinäytteiden valtalajien biomassat olivat 0,6 mg/l ja 0,2 mg/l (liite 5).

Kuormitetut järvet

Mujejärven havaintopaikoilta ei määritetty klorofylliä fluorometrillä (kts. luku 5.1.3). Elokuun alussa haavinäytteestä laskettu kasviplanktonbiomassa oli keskimäärin 2,0 mg/l (keskihajonta 0,6) ja elokuun lopussa 6,5 mg/l (keskihajonta 4,0) (kuva 18, taulukko 15). Suurehkot *Tabellaria*- piilevät ja yhtymäleviin kuuluva suurikokoinen *Closterium* olivat dominoivina. Myös *Gonyostomum semen* oli runsaana. Maksimibiomassan ja keskihajonnan kasvun aiheutti elokuun lopussa *Hyalotheca dissiliensis* -yhtymälevä havaintopaikalla (2).

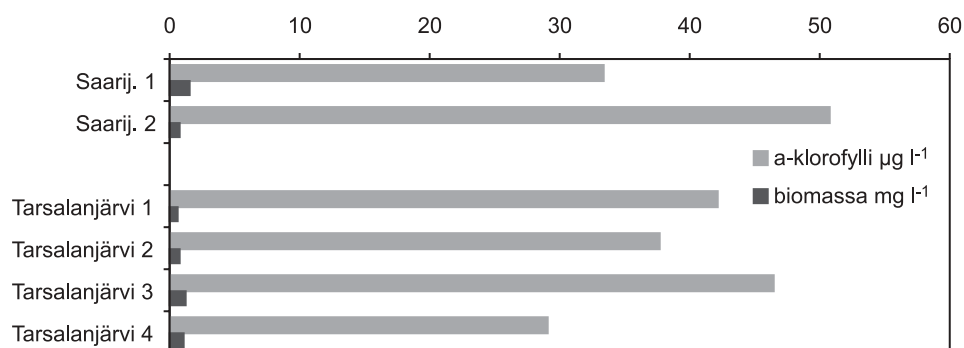
Kvantitatiivisella kasviplanktonanalyysillä laskettu havaintopaikan (3) kasviplanktonbiomassa oli 0,9 mg/l elokuun alussa ja 0,8 mg/l elokuun lopussa, kun samalta paikalta otettujen haavinäytteiden valtalajien biomassat olivat 1,9 ja 6,9 mg/l (liite 5).



Kuva 18. Kasviplankton valtalajien biomassana pienissä ja runsashumuksisissa järvissä (tyyppi 9) elokuussa 2002. Näillä järvillä ei tehty fluorometrimittauksia.

Saarijärvi on rehevä, lähinnä peltojen ja metsätalouden kuormittama järvi, jonka valuma-alueella on paljon soita ja turvemaita. Se saa pääosan vedestään pohjoispuoleltaan sijaitsevasta Tarsalanjärvestä. Klorofyllin pitoisuus oli $42 \mu\text{g/l}$ ja haavinäytteestä laskettu kasviplanktonbiomassa keskimäärin $1,1 \text{ mg/l}$ (keskihajonta 0,6) (kuva 19, liite 5). *Gonyostomum semen* -limalevä dominoi molempien havaintopaikkojen kasviplanktonia. Saarijärveltä ei tehty kvantitatiivista kasviplanktonanalyysia.

Tarsalanjärvi on kohtalaisen rehevä, lähinnä peltojen ja metsätalouden kuormittama suo- ja turveperäisen valuma-alueen omaava järvi. Klorofyllin pitoisuus oli $39 \mu\text{g/l}$ ja haavinäytteestä laskettu kasviplanktonbiomassa keskimäärin $1,0 \text{ mg/l}$ (keskihajonta 0,2) (kuva 19, liite 5). *Gonyostomum semen* -limalevää oli kaikilla havaintopaikoilla runsaasti. Tarsalanjärveltä ei tehty kvantitatiivista kasviplanktonanalyysia.



Kuva 19. Kasviplankton valtalajien biomassana ja a-klorofyllipitoisuutena mitattuna Saarijärvessä ja Tarsalanjärvessä elokuussa 2002 (vko 34). Huomaa yksiköt (biomassa mg/l ja klorofylli $\mu\text{g/l}$).

Taulukko 15. Järvikohtaiset *a*-klorofyllin arvioidut pitoisuudet ja haavinäytteistä lasketut biomassat keskiarvoina sekä niiden hajonta kesällä 2002. * = kuormitettu järvi. Taulukossa on esitetty tärkeimmät valtalajit sekä biomassan ja että solumäärien perusteella.

Kohdejärvi	vko	<i>a</i> -klorof. (µg/l)	Hajonta	Biomassa (mg/l)	Hajonta	Valtalaji (biomassa)	Valtalaji (lukumäärä)
Lika-Pyöree	32			0,6	0,1	<i>Gonyostomum</i> sp., <i>Dinobryon</i> sp.	<i>Dinobryon</i> sp.
Lika-Pyöree	35			0,5	0,3	<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Dinobryon divergens</i>
Niemisjärvi *	32						<i>Aphanizomenon</i> <i>yezoense</i>
Niemisjärvi *	35						<i>Woronichinia</i> <i>naegeliana</i>
Sylkky	33	2,5	0,2	0,7	0,1	<i>Pseudophaerocystis</i> <i>lacustris</i>	<i>Pseudophaerocystis</i> <i>lacustris</i>
Suuri-Vahvanen	32	3,5	1,4	4,1	2,2	<i>Hyalotheca</i> <i>dissiliensis</i>	<i>Rhabdogloea</i> sp.
Suuri-Vahvanen	35			3,8	4	<i>Hyalotheca</i> <i>dissiliensis</i>	<i>Rhabdogloea</i> sp.
Syysjärvi*	33	4,8	0,8	4,9	3,2	<i>Tabellaria flocculosa</i> <i>Hyalotheca</i> <i>dissiliensis</i>	<i>Dinobryon divergens</i>
Keskimmäinen- Alimmainen*	32	10,9	1,6	3,1	1,4	<i>Ceratium hirundinella</i>	<i>Dinobryon</i> sp.
Keskimmäinen- Alimmainen*	35	21,4	11,5	9,7	14,2	<i>Hyalotheca</i> <i>dissiliensis</i>	<i>Dinobryon</i> sp.
Keihäsjärvi *	33	8,9	1,5	0,5	0,1	<i>Dinobryon</i> sp.	<i>Dinobryon divergens</i>
Ukonvesi *	33	11	1	3,5	1,7	<i>Ceratium furcoides</i> <i>Asterionella formosa</i>	<i>Asterionella formosa</i>
Tiilikka	32			1,7	1,6	<i>Mallomonas caudata</i>	<i>Kirchneriella contorta</i>
Tiilikka	35			0,5	0,4	<i>Peridinium</i> sp., <i>Dinobryon</i> sp.	<i>Dinobryon</i> sp.
Mujejärvi*	32			2	0,6	<i>Gonyostomum</i> <i>semen</i> , <i>Tabellaria</i> <i>flocculosa</i>	<i>Dictyosphaerium</i> sp.
Mujejärvi*	35			6,5	4	<i>Closterium</i> sp.	<i>Closterium</i> sp.
Saarijärvi *	34	42	12,2	1,1	0,6	<i>Gonyostomum</i> <i>semen</i>	<i>Gonyostomum</i> <i>semen</i>
Tarsalanjärvi *	34	39	7,4	1	0,2	<i>Gonyostomum</i> <i>semen</i>	<i>Gonyostomum</i> <i>semen</i>

5.3 Kasviplanktonin järvien välinen vaihtelu

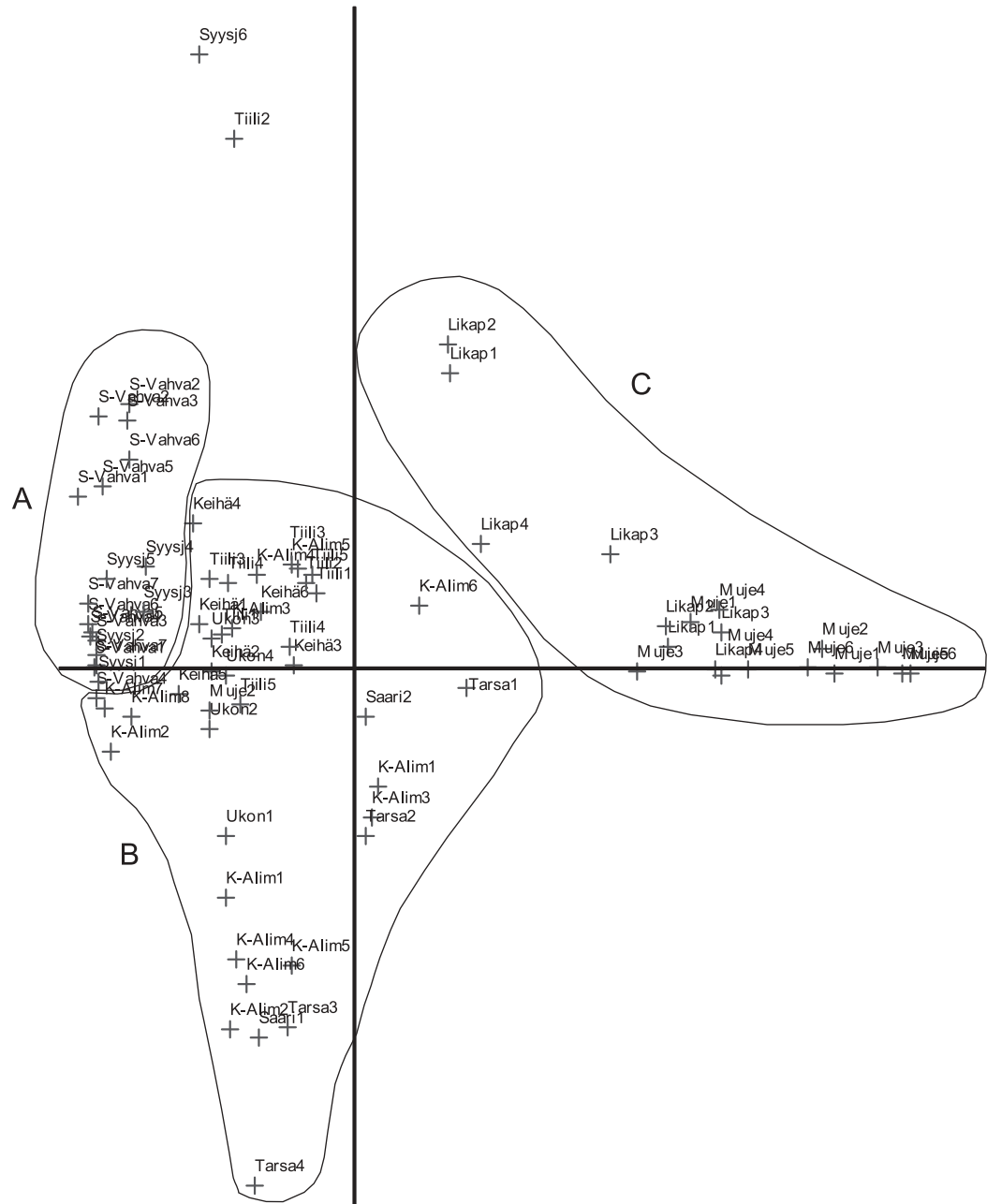
Kasviplanktonin valtalajien perusteella tehty DCA-analyysi erotteli \pm karut vähähumuksiset järvet omaksi ryhmäkseen ja luonnostaan rehevän sekä pienen runsashumuksisen järven omaksi ryhmäkseen (kuva 20). Ordinaatioakselin keskelle ryhmittyivät pääasiallisesti kuormitetut vähä- ja runsashumuksiset järvet.

Vähähumuksiset Suuri-Vahvanen (kuormittamaton) ja Syysjärvi (kuormitettu) ryhmittyivät omaksi ryhmäkseen, sen jälkeen kun Sylkky oli liian poikkeavana poistettu aineistosta. Sylkyn lajistoa dominoi *Pseudosphaerocystis lacustris* -viherlevä, kun taas tilastolliseen tarkasteluun jätettyjen kahden muun järven lajistoa vallitsi suurikokoinen yhtymälevä *Hyalotheca dissiliensis*.

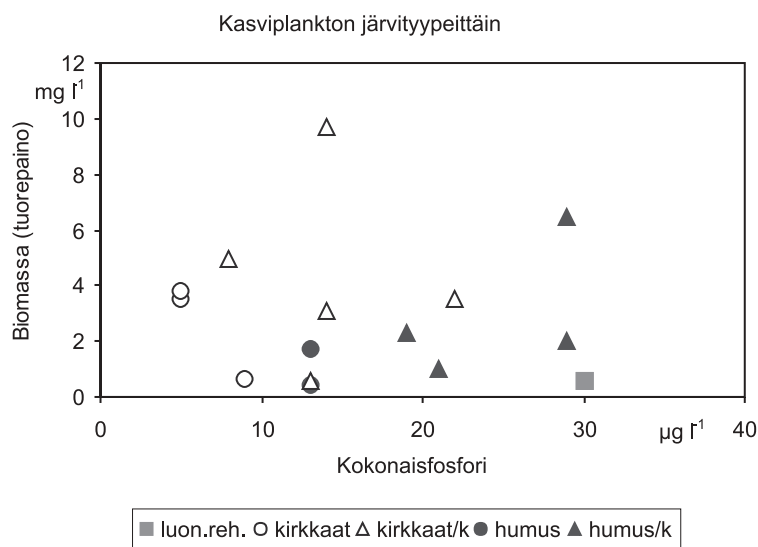
Luonnostaan rehevä, pieni Lika-Pyöree (kuormittamaton) ja runsashumuksinen, pieni Mujejärvi (kuormitettu) muodostivat oman ryhmänsä. Näille järville tyypillinen laji oli suurehko ja runsaasti klorofylliä sisältävä *Gonyostomum semen* (kts. myös Cronberg ym. 1988).

Kuormitetut vähähumuksiset Keskimäinen-Alimmainen, Keihäsjärvi ja Ukonvesi kuuluivat ordinaatioakselin keskelle sijoittuvaan ryhmään. Samaan ryhmään sijoittuivat runsashumuksiset Tiilikka (kuormittamaton) sekä kuormitetut Saarijärvi ja Tarsalanjärvi. Näille järville oli tyypillistä valtalajien vaihtelu: *Hyalotheca dissiliensis*-yhtymälevä, *Dinobryon*-kultalevät, *Ceratium*-panssarisiimalevät, *Mallomonas*-kultalevät ja kahdessa viimeksimainitussa järvessä *Gonyostomum semen*-limalevä.

Biomassa-arvot olivat vähähumuksisissa järvissä humusjärviä korkeampia, vaikka kokonaisfosforin pitoisuudet olivat alhaisia, olipa kyse kuormittamattomista tai kuormitetuista järvistä (kuva 21). Sylkkyä lukuun ottamatta vähähumuksisissa järvissä lajistoa dominoi suurikokoinen *Hyalotheca dissiliensis* -yhtymälevä, jonka suuri solutilavuus nostaa biomassaa. Levä on tyypillinen karuille ja vähähumuksisille vesille (Haatainen ym. 1993). Myös muita suurehkoja koristeleviä oli näissä järvissä runsaasti, samoin kuin suurikokoisia *Ceratium*-panssarisiimaleviä. Humuspitoisissa järvissä klorofyllipitoisuudet olivat yleensä korkeita johtuen siitä, että niissä oli runsaasti *Gonyostomum semen* -levää, jonka klorofyllipitoisuus on suuri. Sen solutilavuus on kuitenkin selvästi pienempi kuin *Hyalotheca dissiliensis* -yhtymälevän, ja näin ollen biomassa-arvot olivat suhteessa alhaisempia.



Kuva 20. DCA-ordinaatio kasviplanktonin valtalajeista biomassan perusteella. Sylkyn tulokset on poistettu aineistosta. Suuri-Vahvasen ja Syysjärven näytteet sijoittuvat ylös vasemmalle (A), Mujejärven ja Lika-Pyöreen näytteet sijoittuvat ylös oikealle (C). Muut järvet keskelle ja alas (B). Vaaka-akselilla selitysarvo on 0,8 ja pystyakselilla 0,5.



Kuva 21. Kasviplanktonin valtalajien biomassa järviakohtaisesti (osasta järviä kaksi näytettä) kokonaisfosforiin verrattuna. Järviyypit: luon. reh. = luonnostaan rehevät; kirkkaat = vähähumuksiset; kirkkaat/k = vähähumuksiset kuormitetut; humus = runsashumuksiset ja humus/k = kuormitetut runsashumuksiset järvet.

5.4 Kasviplankton ekologisen tilan luokittelussa

Eutrofiaa ja oligotrofiaa ilmentävät lajit

Kasviplanktonin kvantitatiiviset biomassa-arvot tukivat lähes poikkeuksetta järvien kuormitustietoja. Biomassa-arvot olivat selkeästi oligotrofiaa ilmentäviä (Heinonen 1980) Suuri-Vahvasessa ja Sylkyssä, jotka molemmat ovat vertailujärviä tässä tutkimuksessa. Biomassan perusteella oligotrofisia olivat myös hajakuormiteiksi arvioidut Syysjärvi ja Keihäsjärvi. Korkein, eutrofiaa ilmentävä biomassa mitattiin maatalouden kuormittamasta Niemisjärvessä.

Kvotientisysteemi ei aina antanut biomassan tavoin yhtä selkeitä tuloksia, joskin joissakin järvissä E- ja O-lajien määrä sinällään ilmensi joko kuormitusta tai vertailuololoja. Niemisjärvessä oli myös eutrofiaa indikoivien lajien (E-lajit) lukumäärä suurin, yhteensä viisi: *Synura* spp., *Euglena* sp. *Phacus* sp. ja *Pediastrum duplex* ja vain yksi O-laji: *Dinobryon divergens* (taulukko 16). Ukonvedessä oli kolme E-lajia: *Microcystis aeruginosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Trachelomonas volvocina* ja kaksi O-lajia: *Bitrichia chodatii* ja *Dinobryon divergens*. E-lajien määrä oli muissa järvissä alhaisempi ja vaihteli nolasta yhteen vertailujärveksi arvioiduissa järvissä. Oligotrofiaa (O-lajit) ilmentäviä lajeja oli kahdesta neljään. Keihäsjärvessä E-lajeja oli myös vain yksi ja O-lajeja oli tutkituista järvistä eniten, yhteensä viisi (taulukko 16). Tällä perusteella Keihäsjärvi saattaisi kuulua jopa vertailujärvien joukkoon, joskin kokonaisbiomassa on tyyppinsä vertailujärviä (Sylky ja Suuri-Vahvanen) selvästi korkeampi.

EQR-suhdeluku

Ekologista luokkaa kuvaava EQR-suhdeluku oli maatalouden kuormittamassa Niemisjärvessä erittäin alhainen; 0,1 kaikilla eri referenssiarvoilla (taulukko 17), mikä näillä mittareilla mitattuna ilmentää huonoa ekologista tilaa. Sen sijaan Syysjärvessä ja Keihäsjärvessä EQR-luku oli > 1 kaikilla käytetyillä vertailuarvoilla ja $\pm 1,0$ Mujejärvessä, mikä viittaa niiden olevan erinomaisessa tilassa. Keskimmäinen-Alimmainen ja Ukonvesi sen sijaan saivat alhaiset EQR-arvot sekä tyyppiin 4 että tyyppiin 6 sijoitettuina (taulukko 16).

Taulukko 16. Yläsarakeessa ilmoitetaan havaintopaikka, näytteenottoviikko vuonna 2002, kuormitus, tyyppi ja tyyppivaihto (merkitty (?) :llä), kvantitatiivisesti analysoitujen kasviplanktonnäytteiden kokonaisbiomassa (mg/l) ja eutrofiaa (E-lajit) ja oligotrofiaa (O-lajit) ilmentävien lajien lukumäärä tutkituissa järvissä. Kuormitetuille järville on kokonaisbiomassojen perusteella laskettu niiden ekologista tilaa kuvaavat EQR-arvot (CIS 2002). Vertailuarvoina on käytetty: a) 1990-luvun valtakunnallisen seurannan aineiston kuormittamattomat järvet (sarakeet md 1 ja ka 1), b) vuoden 2002 valtakunnallisen seurannan aineiston kuormittamattomat järvet (md 2 ja ka 2) ja c) Life Vuoksi tutkimuksen vertailujärvet (ka-Life). Tyypeille 5 ja 6 ei Life Vuoksi -aineistossa ollut vertailujärviä.

Kohdejärvi	vko	Kuormitus	Tyyppi	Bio-massa	E-lajit	O-lajit	EQR md1	EQR md2	EQR ka1	EQR ka2	EQR ka-Life
Lika-Pyöree 4	32	vert.	2	0,62	0	2					
Niemisjärvi 5	32	maatal.	2	7,94	5	1		0,1		0,1	0,1
S.-Vahvanen 2	32	vert.	4	0,13	1	2					
Sylkky 3	33	vert.	4	0,15	1	4					
Syysjärvi 3	33	maatal.	4	0,26	2	4	>1	>1	>1	>1	0,5
K.-Alim. 5	32	hajak.	4	0,9	2	4	0,5	0,5	1	0,6	0,1
K.-Alim. 5	32	hajak.	6 (?)				>1	0,5	1	0,5	-
Keihäsjärvi 3	33	hajak.	4	0,39	1	5	>1	>1	>1	>1	0,3
Keihäsjärvi 3	33	hajak.	6 (?)				>1	1	>1	1	-
Ukonvesi 3	33	hajak.	4	1,35	3	2	0,4	0,4	0,8	0,4	0,1
Ukonvesi 3	33	hajak.	5 (?)				0,2	0,3	0,2	0,4	-
Tiilikka 5	32	vert.	9	0,41	0	2					
Mujejärvi 3	32	metsät.	9	0,89	2	4	>1	0,9	>1	0,9	0,6

Taulukko 17. Tutkittujen järvien EQR-suhdeluvun laskemisessa (kts. taulukko 16) käytetyt vertailuarvot tyypeittäin. Sarakeessa n /2002 on näytteiden lukumäärä tyypeittäin vuoden 2002 heinäkuun valtakunnallisissa seuranta-aineistosta, ka_02 = vuoden 2002 keskiarvobiomassa/ tyyppi ja ka_90 vastaava arvo 1990 luvun näytteistä. Md_2 ja md_90 ovat vastaavilta ajankohdilta laskettuja mediaaneja ja n / 90 1990-luvun näytteiden lukumäärä tyypeittäin. Ka_Life on tarkastellusta aineistosta kvantitatiivisen laskennan biomassasta saatu vertailuarvo keskiarvona.

Tyyppi	n /2002	ka_02	ka_90	md_2	md_90	n / 90	ka_Life
2	1	0,58	-	0,58	-	-	0,72
4	5	0,58	1,17	0,52	0,57	8	0,13
5	6	0,53	0,27	0,48	0,25	84	-
6	3	0,5	1,19	0,48	1,22	17	-
9	1	0,88	2,28	0,88	1,72	3	0,51

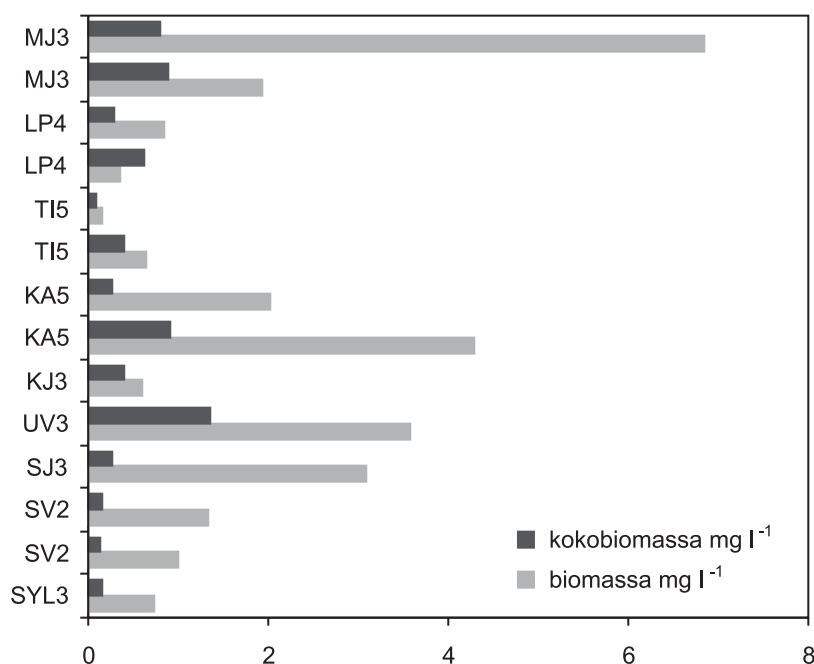
5.5 Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset

Menetelmien aiheuttamat erot

Valtalajeihin perustuva biomassa oli vain muutamassa järvessä samaa suuruusluokkaa kuin kvantitatiivinen biomassa, joka saatiin laskemalla koko lajisto (kuva 22). Yleensä biomassojen ero oli vähintään kymmenkertainen. Suurikokoiset taksonit korostuvat haavinäytteissä, sillä pienimmät lajit huuhtoutuvat haavista läpi. Analysoinnissa myös keskityttiin pääasiassa suuriin taksoneihin, joiden havaitseminen ja tunnistaminen on helpompaa aloittelevallekin kasviplanktontutkijalle. Suuret kertoimet kasvattavat osaltaan biomassaa tässä laskentatavassa, jossa vain pieni osa laskentakyvatin pohjan pinta-alasta lasketaan.

Valtalajilaskennalla saadut dominoivat lajit poikkesivat useimmiten kvantitatiivisella analyysillä saadusta lajistosta (taulukko 18, liite 5). Keskihajonnan kasvun syynä oli lähes poikkeuksetta *Hyalotheca dissiliensis* -levän runsastuminen silloin, kun tarkasteltiin kaikkia tietyn järven havaintopaikkoja. Vaikka kvantitatiivisesti otetuissa ja määritetyissä näytteissäkin suurikokoisten lajien osuus biomassasta oli huomattava, pienempien taksonien osuus oli kuitenkin merkittävä. Jotta saadaan kuva koko lajistosta, tarvitaan valtalajilaskentaa tarkempi menetelmä.

Haavinäytteistä tehty valtalajilaskenta soveltuu selittämään *a*-klorofyllin pitoisuuksia ja antaa karkean kuvan kasviplanktonin koostumuksesta. Biomassan laskentaan menetelmä on liian ylimalkainen, eikä sitä tulisi käyttää tähän tarkoitukseen.



Kuva 22. Kasviplanktonbiomassa ulappa-alueen havaintopaikoilta elokuussa 2002 otetuissa näytteissä kahdella eri menetelmällä laskettuna. Kokobiomassa = kvantitatiivinen kasviplanktonanalyysi, biomassa = viiden valtalajin määrittely ja laskenta haavinäytteestä. MJ = Mujejärvi, LP = Lika-Pyöree, TI = Tiilikka, KA = Keskimmäinen-Alimmainen, KJ = Keihäsjärvi, UV = Ukonvesi, SJ = Syysjärvi, SV = Suuri-Vahvanen, SYL = Sylkky.

Muu vaihtelu

Ajallisesti haaviaineiston biomassojen vaihtelu oli yleensä elokuun alun näytteissä vähäisempää kuin kuun lopulla otetuissa näytteissä. Alueellisesti tarkasteltuna ulappa-alueen kasviplanktonin määrä oli joko alhaisempi tai \pm samaa suuruusluokkaa kuin ranta-alueen havaintopaikoilla. Suurempi biomassa ulappa-alueella verrattuna rannan läheisiin havaintopaikkoihin todettiin vain Keskimmäinen-Alimmaisessa. Erot ulappa- ja ranta-alueen välillä olivat suurempia etenkin elokuun lopulla, varsinkin, kun *Hyalotheca dissiliensis* -yhtymälevä tai *Gonyostomum semen* -limalevä olivat vallitsevina.

Näytteenoton ajankohta vaikuttaa kasviplanktonin määrään ja koostumukseen (mm. Heinonen 1982, Mantere ja Heinonen 1982). Myös vaihtelu järven eri osien välillä voi olla huomattavaa. Näytteiden vertailtavuutta silmälläpitäen näytteet tulisi ottaa samana tai samoina ajankohtina ja samoilta paikoilta.

Kvantitatiivisen analyysin käyttökelpoisuus vesipuitedirektiivin edellyttämässä seurannassa

Järven ekologista tilaa kuvaavan EQR-suhdeluvun laskeminen voidaan perustaa vain kvantitatiiviseen analyysiin. Kun kuormitetuille järville laskettiin järven ekologista tilaa kuvaava EQR-suhdeluku, käytettiin sen määrittämisessä vertailuarvona kolmen eri aineiston antamia keskiarvoja ja mediaaneja. Kuormitettujen Niemisjärven, Keskimmäinen-Alimmaisesta ja Ukonveden ekologinen tila arvioitiin huonoksi. Sen sijaan kuormitetuiksi arvioituissa Syysjärven ja Keihäsjärven EQR-luku oli > 1 kaikilla käytetyillä vertailuarvoilla ja $\pm 1,0$ Mujejärven.

Kvantitatiivisesti analysoiduista näytteistä saadut biomassa-arvot tukivat lähes poikkeuksetta järvien kuormitustietoja. Eutrofiaa ja oligotrofiaa indikoivien lajienkin perusteella kuormitetuksi arvioitun Keihäsjärven tila voitaisiin arvioida ekologisesti erinomaiseksi, kun taas Niemisjärvi oli näinkin arvioituna rehevöitynyt. EQR-arvojen laskennassa tulee kuitenkin muistaa kasviplanktonin suuret lajistolliset ja määrälliset kasvukauden aikaiset vaihtelut sekä mikroskoopinnin, erityisesti lajitunnistuksen vaikeudet (esim. Niemi ym. 1985).

Valtalajianalyysin käyttökelpoisuus vesipuitedirektiivin edellyttämässä seurannassa

Ranta-alueelta otetut näytteet antavat yleensä erilaisen kuvan järven kasviplanktoniyhteisöstä verrattuna ulappa-alueelta otettuun. Jos näytteet lisäksi tutkitaan valtalajilaskentaa käyttäen, saadaan karkea käsitys fluorometrillä määritetyn *a*-klorofyllin ilmoittaman kasviplanktonbiomassan koostumuksesta. Mikroskopiointi auttaa selvittämään huomattavan korkeita tai matalia klorofyllin pitoisuuksia, sillä *Gonyostomum semen* nostaa *a*-klorofyllin pitoisuutta, kun taas solukooltaan suuri *Hyalotheca dissiliensis* ei aiheuta niin selvää pitoisuuden nousua. Tällä menetelmällä ei kuitenkaan saada tarkkaa tietoa kasviplanktonin määrästä märkäpainona. Se soveltuukin lähinnä kansalaisten tekemään ranta-alueen seurantaan, kun käytettävissä on tutkimusmikroskooppi tai yksinkertainen kenttämikroskooppi, joiden suurennustehot ovat vähäisiä.

Taulukko 18. Kasviplanktonin valtalajit biomassan ja yleisyyden mukaan ulappa-alueilta otetuissa haavinäytteissä ja samalta näytesteeltä otetuissa kvantitatiivisen analyysin avulla määritetyissä näytteissä kesällä 2002. * = kuormitettu järvi. Niemisjärvestä ei määritetty haavinäytteen valtalajien biomassaa ja Saarijärvestä ja Tarsalanjärvestä ei otettu kvantitatiivista kasviplanktonnäytettä.

Havaintopaikka	vko	Haaviplankton		Kvantitat. analyysi	
		Valtalaji, biomassa	Yleisin taksoni, kpl	Valtalaji, biomassa	Yleisin taksoni, kpl
Lika-Pyöree 4	32	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Dinobryon sociale</i>	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Chroococcus</i> sp.
Lika-Pyöree 4	35	<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Chroococcus</i> sp.
Niemisjärvi 5	32		<i>Aphanizomenon yezoense</i>	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Aphanizomenon</i> sp.
Niemisjärvi 5	35		<i>Woronichinia naegeliana</i>	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Synechococcus</i> sp
Sylkky 3	33	<i>Pseudophaerocystis lacustris</i>	<i>Pseudophaerocystis lacustris</i>	<i>Katableharis ovalis</i>	<i>Pedinella</i> sp.
Suuri-Vahvanen 2	32	<i>Tabellaria flocculosa</i>	<i>Rhabdogloea</i> sp.	<i>Rhodomonas lacustris</i>	<i>Synechococcus</i> sp.
Suuri-Vahvanen 2	35	<i>Tabellaria flocculosa</i>	<i>Rhabdogloea</i> sp.	<i>Rhizosolenia longiseta</i>	<i>Chrysochromulina parva</i>
Syysjärvi 3*	33	<i>Staurostrum ophiura</i>	<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Mallomonas caudata</i>	<i>Pedinella</i> sp.
Keskimmäinen-Alimmainen 5*	32	<i>Ceratium hirundinella</i>	<i>Dinobryon sociale</i>	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Chrysochromulina parva</i>
Keskimmäinen-Alimmainen 5*	35	<i>Acanthoceras zachariasii</i>	<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Cyanodictyon</i> sp.
Keihäsjärvi 3 *	33	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Chlorococcales</i>
Ukonvesi 3 *	33	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Asterionella formosa</i>	<i>Aphanizomenon</i> sp.	<i>Merismopedia warmigiana</i>
Tiilikka 5	32	<i>Mallomonas caudata</i>	<i>Kirchneriella contorta</i>	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Merismopedia warmigiana</i>
Tiilikka 5	35	<i>Tabellaria flocculosa</i>	<i>Kirchneriella contorta</i>	<i>Rhizosolenia longiseta</i>	<i>Merismopedia warmigiana</i>
Mujejärvi 3*	32	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Closterium</i> sp.	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Merismopedia warmigiana</i>
Mujejärvi 3 *	35	<i>Closterium</i> sp.	<i>Closterium</i> sp.	<i>Gonyostomum semen</i>	<i>Merismopedia warmigiana</i>
Saarijärvi 1*	34	<i>Gonyostomum semen</i>			
Tarsalanjärvi 1*	34	<i>Gonyostomum semen</i>			

6

Kustannusten arviointi

Kasviplankton- ja perifytontutkimusten kustannukset on jaettu kustannuslaskelmas-
massa suunnitteluun, kenttätöihin ja näytteiden analysointiin. Tulosten käsittely
ja raportointi eivät ole laskelmissa mukana. Laskelmista voidaan erottaa kiinteät
yleiskulut ja kohdekohtaiset kulut. Kohdekohtaiset kulut riippuvat mm. kohde-
järvien lukumäärästä koosta sekä muista ominaisuuksista kuten kohdejärvien lius-
kaisuus, jotka puolestaan vaikuttavat tarvittavien näytteiden määrään. Suunnit-
telutyö käsittää mm. havaintokohteiden määrittämisen kartalle, välineiden varus-
tamisen ym. työn suunnittelun. Maastötöiden kustannuksissa on otettu huomi-
oon palkat ja matkakulut. Laskelmissa on henkilöstökuluksi laskettu 25 euroa/
tunti.

Kustannuslaskelmat perustuvat tässä projektissa toteutettuun kuuden järven
tutkimukseen. Kullakin järvellä käytiin kahdesti ja niistä otettiin yhteensä 45 kas-
viplanktonnäytettä valtalajiston analysointia varten sekä 44 päällyskasvusto- eli
perifytonnäytettä (taulukko 19). Molempien tutkimusten kenttätyöt tehtiin saman-
aikaisesti, mutta kustannukset voi laskea myös kummallekin tutkimusosiolle erik-
seen. Yhdistämällä näiden kahden tutkimusosion työt saavutetaan kenttätöiden
osalta merkittäviä säästöjä. Keinoalustainkubointien käyttö perifytontutkimuksessa
vaatii aina kaksi käyntiä järvellä.

Perifytonnäytteenottoon kului keskimäärin noin 25 minuuttia näytettä kohti
ja kasviplanktonnäytteisiin vastaavasti noin 13 minuuttia näytettä kohti.

Kasviplanktonnäytteiden valtalajien analysointiin kului näytettä kohti keski-
määrin 1,5 tuntia. Kvantitatiivisten kasviplanktonnäytteiden analysointiin kului
keskimäärin 8 tuntia näytettä kohti. Kustannuksissa ei ole huomioitu laitteita.

Fluorometritöiden osalta kustannukset olivat järveä kohti keskimäärin 770
euroa, mikä sisältää työn suunnittelun ja laitteiston vuokran (n. 300 euroa), kent-
tätyöt matkoineen (n. 400 euroa) sekä aineiston käsittelyn ja analysoinnin (n. 70
euroa).

Taulukko 19. Samanaikaisesti toteutetun kasviplankton- (valtalajisto) sekä perifytontutkimuksen kustannukset (euroa).

Kustannukset	Suunnittelu	Yhdistetty kenttätyö	Perifyton, analysointi	Kasviplankton, valtalajien analysointi	Yksikkö	Yhteensä
Kiinteät yleiskustannukset	1250		150	150		1550
Kustannus /järvi/käynti		380			6 järveä, 2 käyntiä/järvi	4560
Kustannus näytettä kohti		11+ 6	117	35	44 + 45 näytettä	7477
Yhteensä	1250	5314	5298	1725		13587

Yhteenveto

Työssä arvioitiin päällyskasvuston (perifyton) ja kasviplanktonin käyttökelpoisuutta vesipolitiikan puitteiden mukaisina biologisina laatutekijöinä vesistöjen ekologisen tilan luokittelussa ja seurannan toteuttamisessa. Työhön sisältyi myös kenttäkäyttöisen fluorometrin käytön testaus. Kohdejärvinä oli 14 järveä Vuoksen vesistöalueella. Työ keskittyi muutamaa vesistöaluetta ominaiseen järviyhteyteen ja aineiston koko huomioon ottaen tuloksia voidaan pitää lähinnä suuntaa antavina. Merkittävä osa työstä sisälsi itse menetelmiä koskevia yksityiskohtaisia tarkasteluja ja vertailuja. Selvitys on osa Life Vuoksi -projektia, joka saa rahoitusta EU:n Life Ympäristö -rahastosta.

Kohdejärvien perifytonkasvustoja tutkittiin sekä luonnonalustoilta, joita olivat kivet ja vesikasvit, että keinoalustoilta. Keinoalustanäytteistä analysoitiin kvantitatiivisina muuttujina *a*-klorofyllipitoisuus sekä kiintoaine. Kaikista näytteistä tehtiin lajiston yleiskatsaus eli määritettiin eri leväryhmien ja detrituksen osuudet. Lisäksi määritettiin piilevälajiston koostumus ja runsaussuhteet. Kasviplanktonin osalta kokeiltiin konsentroitujen haavinäytteiden käyttöä ja verrattiin niiden avulla saatuja tuloksia kvantitatiivisten näytteiden antamiin tuloksiin.

Päällyskasvusto- ja kasviplanktonosuudessa käytetyt levien tuotantoon ja leväyhteisön taksonikoostumukseen perustuvat menetelmät ilmaisevat nopeita muutoksia, kun erillisinä raportteina julkaistut vesimakrofyytti- ja pohjaeläintyöt (Leka ym. 2003 ja Tolonen ym. 2003) käsittelevät hitaammin reagoivia muuttujia ja niitä voidaan käyttää pidempiaikaisten vaikutusten ilmaisijoina. Leväyhteisöistä samoin kuin muistakin eliöistä (esim. makrofyytit ja pohjaeläimet) tehtävää biologisten laatutekijöiden ekologista tulkintaa vaikeuttaa Suomen vesistöille omaleimainen korkea humuspitoisuus.

Päällyskasvusto- ja planktonleväyhteisöiden rakenteeseen vaikuttavat oleellisesti myös kasvukauden ajankohta sekä näytteenottoympäristön perusominaisuudet (habitaatti). Leväyhteisöille tyypillisesti taksonomisessa koostumuksessa ja biomassoissa oli järven sisälläkin havaittavissa huomattavaa vaihtelua riippuen näytteenottopisteen sijainnista ja habitaattityypistä. Tulosten vertailukelpoisuuden parantamiseksi perifyton- ja kasviplanktonitutkimukset ja seurannat tulisi kohdentaa tietyille kasvukauden ajanjaksoille, kuten esim. kasvukauden keskelle tai jälkipuoliskolle ja näytteenottopaikoiksi tulisi valita järviyhteydelle ominaisia habitaatteja.

Käytetyillä alustamateriaaleilla oli ennakoitua vähäisempi vaikutus päällyskasvuyhteisöjen lajistokoostumukseen ja runsaussuhteisiin. Suositeltavimpana alustamateriaalina litoraalitutkimuksissa voidaan herkkyytensä vuoksi pitää luonnonkiviä.

Piileväyhteisön likaantumista kuvaavien taksonien määrä jäi tässä tutkimusaineistossa alhaiseksi ja indeksiarvot pysyivät korkealla indikoiden vain vähäisiä vedenlaadun muutoksia kuormitetuilla alueilla. Vedenlaadun luokittelun kannalta parhaimman lähtökohdan antaa rehevöitymistä ja orgaanista kuormitusta kuvaava TDI (Trophic Diatom Index). Aineistosta lasketut vedenlaadun kuvaavat indeksit toimivat epäherkkyydestään huolimatta loogisesti oikein havaitun painetekijän (ravinnekuormituksen) suhteen, vaikkakaan indeksien suuret järviyksikökohtaiset

hajonnat, pienet luokkarajat sekä aineiston riittämättömyys eivät mahdollista järvien jakamista indeksien mukaisiin vedenlaatuluokkiin.

Päällyskasvuston kuten myös kasviplanktonin tuotannolliset vasteet (biomassan ja *a*-klorofyllin muutokset) kuvaavat hyvin kuormitustekijöiden lisääntymistä, joten yksinkertaisimmillaan menetelmä soveltuu yleisen rehevöitymisen ja mm. rantojen limoittumisen seurantaan.

Yhdistämällä taksonikoostumuksen tiedot ja indikaattoriarvoihin perustuvat tulokset saavutetaan kohtuullisen hyvät lähtökohdat järven ekologisen tilan asiantuntija-arvion toteuttamiselle. Toisaalta lajistotarkastelun sisältävän perifytonmenetelmän ongelmana on usein riittävän lajistoasiantuntemuksen puute sekä menetelmän työläys ja kalleus. Kaikki perifytonmenetelmiin kytkettävät tutkimustekijät huomioiden menetelmää voi suositella käytettäväksi laajempien kuormitustarkkailujen yhteydessä osana vesipuitedirektiivin mukaista toiminnallista seurantaa.

Kasviplanktontarkastelussa kevyempi haavinäytteistä tehty valtalajilaskenta soveltuu selittämään *a*-klorofyllin pitoisuuksia ja antaa karkean kuvan kasviplanktonin koostumuksesta. Biomassan laskentaan menetelmä on kuitenkin liian epätasällinen eikä sillä välttämättä saavuteta perusseurannan tavoitteita. Tarkempaan kasviplanktonin biomassan arviointiin ja yhteisörakenteen kuvaamiseen tarvitaan kvantitatiivista näytteenottoa ja näytteiden analysointia, mikä vaatii enemmän asiantuntijaosaamista.

Kirjallisuus

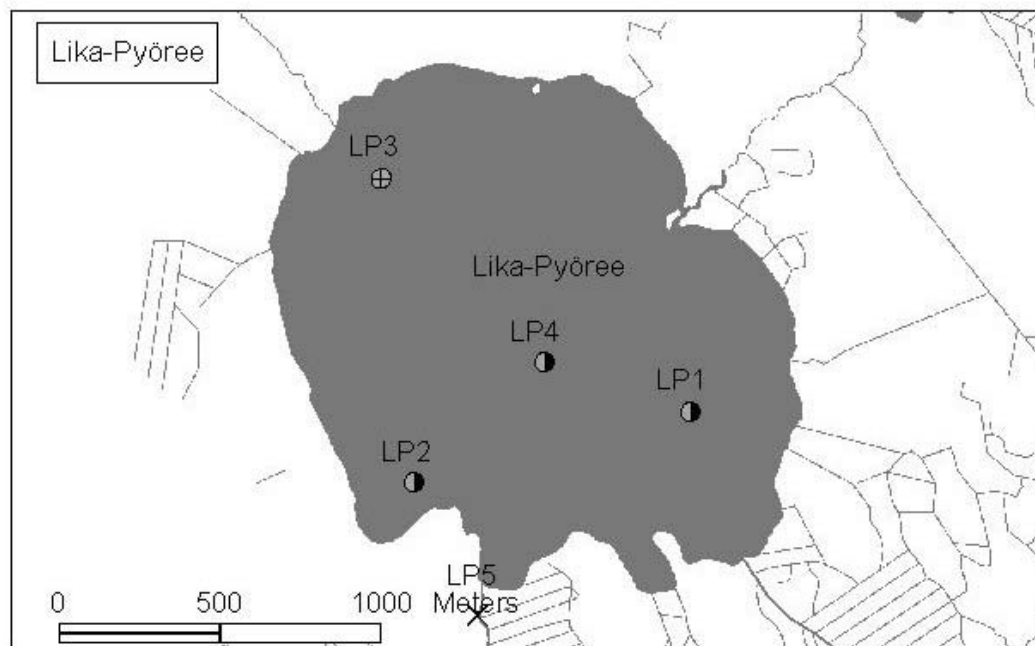
- APHA (American Public Health Association) 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th edition. Washington. 1268 s.
- Cemagref 1982. Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Division Qualité des Eaux Lyon - Agence financière de Bassin Rhone - Méditerranée - Corse, Pierre - Bénite, 218 s
- CIS 2002. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters, 2002. Water Framework Directive. Common Implementation Strategy, Working Group 2.3 REFCOND. 5th and final draft. Version 2002-12-20. 98 s.
- Coste, M. & Ayphassorho, H. 1991. Etude de la qualité des eaux du Bassin Artois- Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques (Application des indices diatomiques). Rapport Cemagref. Bordeaux - Agence de l'Eau Artois - Picardie, Douai. 227 s.
- Cronberg, G., Lindmark, G. & Björk, S. 1988. Mass development of the flagellate *Gonyostomum semen* (Raphidophyta) in Swedish forest lakes -an effect of acidification? *Hydrobiologia* 161: 217-236.
- Danilov, R. A. & Ekelund, N.G.A. 2000. The use of epiphyton and epilithon data as a base for calculating ecological indices in monitoring of eutrophication in lakes in central Sweden. *Sci. Total Environ.* 248: 63-70.
- Danilov, R.A. & Ekelund, N.G.A. 2001. Comparison of usefulness of three types of artificial substrata (glass, wood, and plastic) when studying settlement patterns of periphyton in lakes of different trophic status. *Journal of Microbiological Methods* 45: 167-170.
- Descy, J.P. 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova*. 83 s.
- Eloranta, P. 1990. Periphytic Diatoms in the Acidification Project Lakes. *Julk.: Kauppi ym. (toim.). Acidification in Finland*. Berlin, Springer-Verlag. S. 985-994. ISBN 3-540-52213-1.
- Eloranta, P. 1995. Type and quality of river waters in central Finland described using diatom indices. *Julk.: Marino, D. & Montresor, M. (toim.), Proceedings of the 13th International Diatom Symposium, 1-7 September 1994, Acquafredda di Maratea, Italy. Koeltz Scientific Books Koenigstein*. S. 271-280.
- Eloranta, P. 1999. Applications of diatom indices in Finnish rivers. *Julk.: Prygiel J., Whitton, B.A. & Bukowska, J. (toim.). Use of Algae for Monitoring Rivers III. Agence de l'Eau Artois-Picardie*. S. 138-144. ISBN 2-9502083-5-5.
- Eloranta, P. 2000. Suomen makeanveden piilevät ja niiden käyttö vesien likaantumistutkimuksissa. *Kurssimoniste. Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, limnologian osasto, Helsingin yliopisto*. 72 s.
- Eloranta, P. & Kunnas, S. 1979. The growth and species communities of the attached algae in a river system in Central Finland. *Arch. Hydrobiol.* 86(1): 27-44.
- Eloranta, P. & Kwandrans, J. 1996. Testing the use of diatoms and macroalgae for river monitoring. *Julk.: Whitton B.A. & Rott E. (toim.). Use of algae for monitoring rivers II. Universität Innsbruck, Inst. für Botanik*. S. 119-124.
- Eloranta, P. & Andersson, K. 1998. Diatom indices in water quality monitoring of some South-Finnish rivers. *Verh Internat. Verein. Limnol.* 26: 1213-1215.
- EPA 1999. Last updated on Tuesday, September 9th, 2003. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. Chapter 6: Periphyton protocols. <http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/>. [www, viitattu 17.11.2003.]
- EY 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY. Annettu 23.10.2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti L327. 72 s.

- Granberg, K. & Harjula, H. 1982. On the relation of chlorophyll-a to phytoplankton biomass in some Finnish freshwater lakes. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 16: 63-75.
- Haatainen, S., Hammar, T., Huovila, J., Lahti, E., Oksman, H., Punju, P. & Taipainen, I. 1993. *Hyalotheca dissiliensis* -koristelevän runsastumisen syistä Rautalammin reitillä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 160: 1-42.
- Hammar, T., Huovila, J., Lahti, E., Manninen, P., Oksman, H., Punju, P. & Taipainen, I. 1996. Pyydyksiä limoittavan *Hyalotheca dissiliensis* -koristelevän runsastumisesta ja sen syistä. Suomen ympäristö 26. Pohjois-Savon ympäristökeskus. 40 s.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesi-hallitus. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 37. 91 s.
- Heinonen, P. 1981. Pohjaskasvustotutkimukset (perifyton) rehevöitymisen arvioinnissa. Vesihal-lituksen monistesarja nro. 212: 23-44.
- Heinonen, P. 1982. On the annual variation of phytoplankton biomass in Finnish inland wa-ters. Hydrobiologia 86: 29-31.
- Heinonen, P. 1984. Early warning of eutrophication in rivers by analysis of periphyton chlo-rophyll *a*. Julk.: Pascoe, D. & Edwards, R. W. (toim.). Freshwater biological monitoring. S. 45-52.
- Heinonen, P. 1985. Perifytonkasvustojen käyttö rehevöitymisen ja eräiden metallien seuran-nassa Pyhäjoen vesistöalueella. Vesi-hallituksen monistesarja nro. 333. 37 s.
- Heinonen, P. & Herve, S. 1984. A rapid biological method for the monitoring of eutrophication. Arch. Hydrobiol. 101(1/2): 135-142.
- Heinonen, P., Herve, S. & Yli-Karjanmaa, S. 1984. A method for estimation of sliming of nets in lake waters. Aqua Fennica 14, 1: 59-64.
- Heinonen, P. & Hongell, H. 1988. Oulun läänin Pyhäjärven rehevöityminen kesällä 1985. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 27. 97 s.
- Hill, M. O. & Gauch, H. G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. Vegetatio 42: 47-58.
- Hillebrand, H. & Sommer, U. 2000. Diversity on benthic microalgae in response to colonization time and eutrophication. Aquatic Botany 67: 221-236.
- Hustedt, F., 1930. Bacillariophyta (Diatomae). Julk.: Pacher, A. (toim.). Die Süßwasserflora Mit-teleuropas 10. Jena, 466 s.
- Hustedt, F., 1937-1939. Systematische und ökologische Untersuchungen Über die Diatomeen-Flora von Java, Bali und Sumatra nach dem Material der Deutschen limnologischen Sunda Expedition. Arch. Hydrobiol. Suppl. 15: 131-177, 187-295, 393-506, 638-790, Suppl. 16: 1-155, 274-394.
- Huttunen, P. & Turkia, J. 1990. Surface Sediment Diatom Assemblages and Lake Acidity. Julk.: Kauppi ym. (toim.) Acidification in Finland. Berlin, Springer-Verlag. S. 955-1008. ISBN 3-540-52213-1.
- Jarlman, A., Lindstrom, E.A., Eloranta, P. & Bengtsson, R. 1996. Nordic standard for assessment of environmental quality in running waters Julk.: Whitton B.A. & Rott E., (toim.). Use of algae for monitoring rivers II. Universitat Innsbruck, Inst. für Botanik. S. 17-26.
- Juntura, E. 2000. Uuden tekniikan ja menetelmien kokeilu vedenlaadun automaattisessa seu-rannassa. River Life -projekti. Suomen Ympäristökeskus, Oulu. Moniste 8 s.
- Järnefelt, H. 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen des Seen. Ann. Acad. Scient. Fenn. A IV 18: 11-29.
- Järnefelt, H. 1956. Zur Limnologie einiger Gewässer Finnlands. XVI. Ann. Zool. Soc. "Vanamo" 17 (1): 1-2001.
- Järnefelt, H., Naulapää, A. & Tikkanen, T. 1963. Planktonopas. Kalavesitutkimus II. Suomen Ka-lastusyhdistyksen julk. 34: 1-133.
- Kelly, M. G. & Whitton, B. A. 1995. The trophic Diatom Index: a new index for monitoring eut-rophication in rivers. J. Appl. Phycol. 7: 433-444.
- Kelly M.G., Whitton B.A. & Lewis A. 1996. Use of diatoms to monitor eutrophication in UK ri-vers. Julk.: Whitton B.A. & Rott E. (toim.). Use of algae for monitoring rivers II. Univer-sitat Innsbruck, Inst für Botanik. S. 79-86.
- King, L., Barker, P. & Jones, R. I. 2000. Epilithic algal communities and their relationship to envi-ronmental variables in lakes of the English Lake District. Freshwater Biology 45: 425-442.

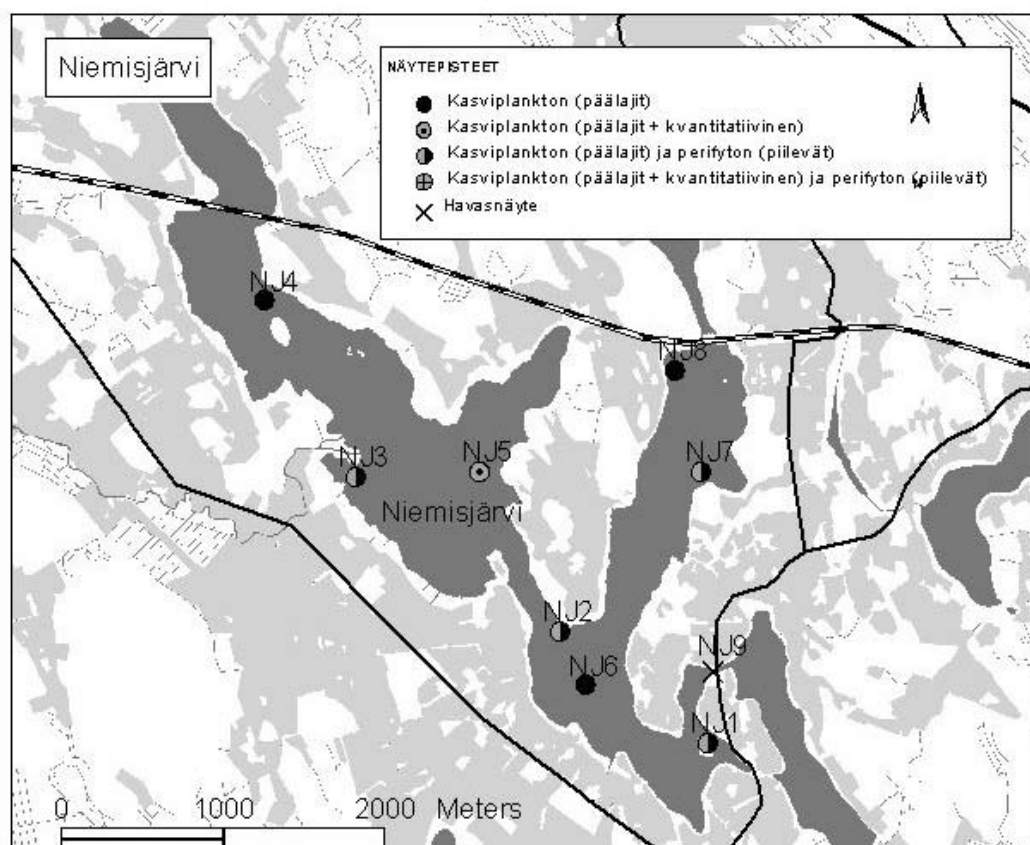
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. Julk.: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer D. (toim.). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag. 876 s.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Julk.: Ettl, H., Gerloff J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (toim.). Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag. 596 s.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991a. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Julk.: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (toim.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag. 576 s.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Julk.: Ettl, H., Gärtner, G., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (toim.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag. 437 s.
- Krebs, C. 1998. Ecological Methodology. Addison Wesley Longman. Toinen painos. 620 s.
- Lecointe, C., Coste, M. & Prygiel, J. 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. Hydrobiologia 269/270: 509-513.
- Leka, J., Valta-Hulkkonen K., Kanninen, A., Partanen, S., Hellsten, S., Ustinov, A., Ilvonen R. & Airaksinen O. 2003. Vesimakrofyytit järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Maastomenetelmien ja ilmakuvatulkinnan käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi-projektissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 312. Etelä-Savon ja Pohjois-Savon ympäristökeskukset. 96 s. ISBN 952-11-1456-8, ISSN 1238-8610.
- Lenoir, A. & Coste, M. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the french national water board network. Julk.: Whitton B.A. & Rott E. (toim.). Use of algae for monitoring rivers II. Universität Innsbruck, Inst für Botanik. S. 29-40.
- Lepistö, L. 1999. Phytoplankton assemblages reflecting the ecological status of lakes in Finland. Monographs of the Boreal Environment Research No. 16. 43 s.
- Lepistö, L., Jokipii, R., Niemelä, M., Vuoristo, H., Holopainen, A.-L., Niinioja, R., Hammar, T., Kauppi, M. & Kivinen, J. 2003. Kasviplankton järvien ekologisen tilan kuvaajana - Vuoksen vesistöalueen vuosien 1963-1999 seuranta-aineiston käyttö arvioinnissa ja luokittelussa. Suomen ympäristö 600, 80 s. ISBN 952-11-1321-9. ISSN 1238-7312.
- Leppä, M., Karjalainen, J. & Holopainen, A.-L. 1995. In Vivo -fluorescens and chlorophyll *a* determination in Finnish humic lakes. Aqua Fennica 25: 33-38.
- Leskinen, E. 1984. Colonization of periphytic organisms on artificial substrata on the South-western coast of Finland. Ophelia, Suppl. 3: 137-146.
- Leskinen, E. 1993. Ecology of attached microalgal communities on the SW coast of Finland, the Baltic Sea. Walter and André de Nottbeck Foundation, Scientific Reports No. 8: 1-14.
- Manninen, P. 1982. Kalankasvatuksen vesistövaikutuksista, verkkoallastutkimus. Vesihallituksen monistesarja nro 221. 79 s.
- Manninen, P., Kivinen, J. & Julkunen, M. 1994. *Hyalotheca dissiliens* -koristelevän aiheuttama pyydysten limoittuminen ja levän esiintyminen Mikkelin läänissä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 190. 41 s.
- Manninen, P., Hammar, T., Kanninen, A., Kotanen, J., Mononen, P., Niinioja, R. & Sojakka, P. 2003. Veden laatu ja kuormitus Life Vuoksi-projektin kohdejärvillä. Etelä-Savon ympäristökeskuksen moniste 48. 58 s. + 14 liitettä. ISBN 952-99171-0-4.
- Mantere, R. & Heinonen, P. 1982. The quantity and composition of phytoplankton, particularly *Chlorophyta*, in lakes of different trophic levels. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland. No. 49: 58-63.
- Marja-aho, J. 1982. Perifyton kalankasvatuksen aiheuttaman rehevöitymisen ilmentäjänä. Vesihallituksen monistesarja nro. 222. 80 s.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. Multivariate analysis of ecological data, version 4.2. MjM software, Glendon Beach, Oregon, U.S.A.
- Merentutkimuslaitos 2003. Alg@linen menetelmä kauppalaivoilla. Luotu 22.2.2002. <http://www2.fimr.fi/fi/itamerikanta/bsds/24.html>. [www, viitattu 17.11.2003.]
- Mäkelä, A., Antikainen, S., Mäkinen, I., Kivinen, J. & Leppänen, T. 1992. Vesitutkimusten näytteenottomenetelmät. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja B. 87 s.
- Mölder, K. & Tynni, R. 1967-1973. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen I-VII. Bull. Geol. Soc. Finland 39: 199-217, 40: 151-170, 41: 235-251, 42: 129-144, 43: 203-220, 44: 141-149, 45: 159-179.

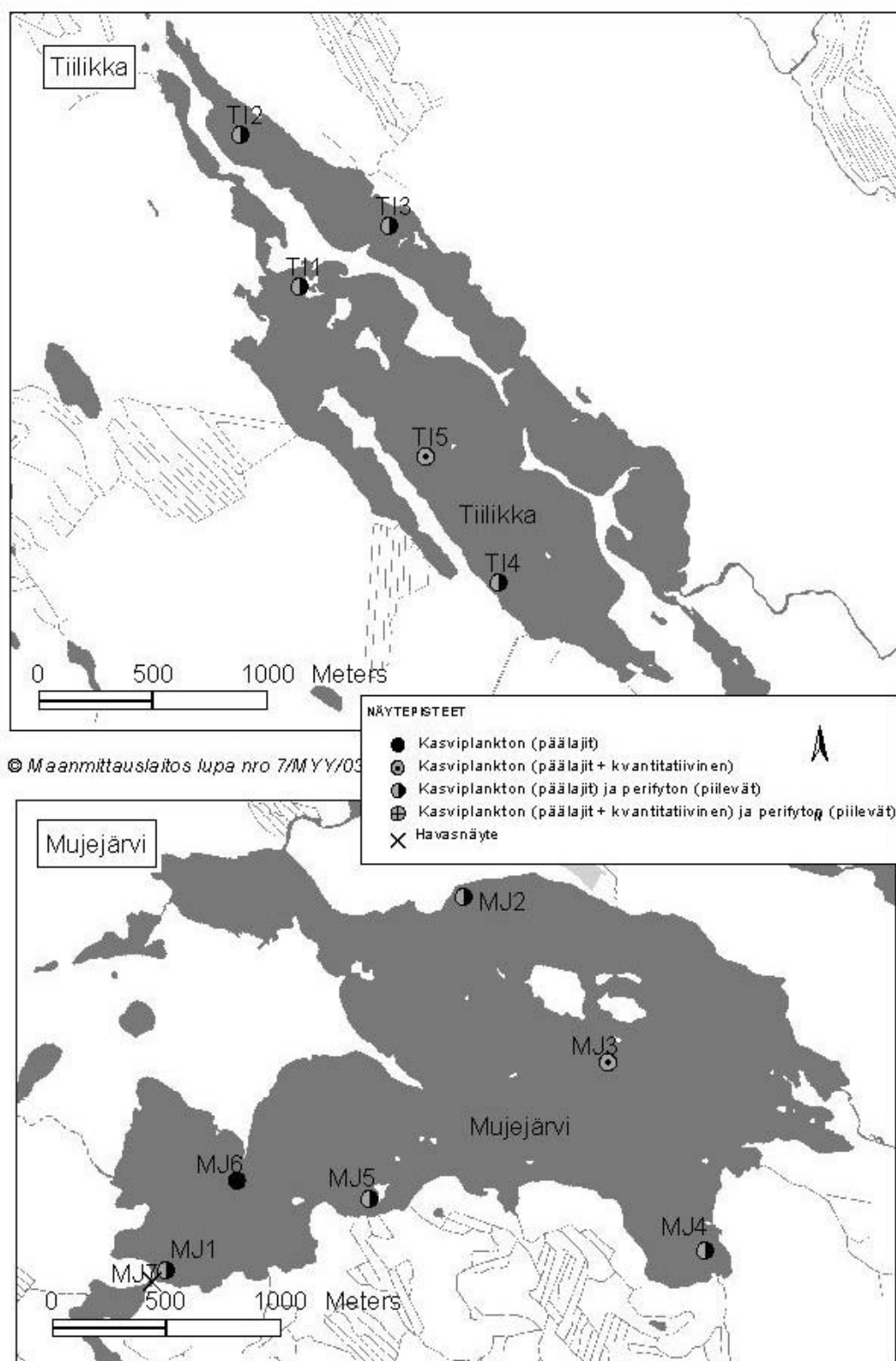
- Niemi, Å., Melvasalo, T. & Heinonen, P. 1985. Phytoplankton counting techniques and primary production measurements -Comments on the results of intercalibration. *Aqua Fennica* 15(1): 89-103.
- Pietiläinen, O.-P. & Pirinen, M. 1997. Typpi- ja fosforikuormituksen vaikutus perifytonin kasvuun Kymijoenlaaksoilla. Suomen ympäristö 100. 54 s.
- Pilke, A., Heinonen, P., Karttunen, K., Koskenniemi, E., Lepistö, L., Pietikäinen, O.-P., Rissanen, J. & Vuoristo, H. 2002. Finnish draft for typology of lakes and rivers. Julk.: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (toim.). Typology and ecological classification of lakes and rivers. Nordic Council of Ministers. TemaNord, 2002:566. S. 42-43.
- Renberg, I. & Hellberg, T. 1982. The pH history of lakes in south-western Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediment. *Ambio* 11: 30-33.
- Round, F.E. 1981. The ecology of algae. Cambridge. 653 s.
- San Jose Navigation Inc. 2000. Car Navigation GPS Receiver/Antenna GM-38. Last modified 3.1.2003. <http://www.sanav.com>. [www, viitattu 21.11.2003]
- SFS 5772. 1993. Veden *a*-klorofyllipitoisuuden määrittäminen. Etanoliuutto. Spektrofotometriksen menetelmä. Suomen Standardisoimisliitto. 3 s.
- SFS-EN 872. 1996. Veden laatu. Kiintoaineen määrittäminen. Suodatus lasikuitusuodattimella. Suomen Standardisoimisliitto. 15 s.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. 1948. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press. Urbana III. 117 s.
- Smoot, J.C., Langworthy, D.E., Levy, M. & Findlay, R.H. 1998. Periphyton growth on submerged artificial substrate as a predictor of phytoplankton response to nutrient enrichment. *Journal of Microbiological Methods* 32: 1-19.
- Sojakka, P. 1996. Perifytonmenetelmien käyttökelpoisuus kalankasvatuksen vesistövaikutuksen arvioinnissa. Suomen ympäristö 28. 100 s. ISBN 952-11-0046-X, ISSN 1238-7312.
- ter Braak, C. J. F. 1987. CANOCO - a Fortran program for canonical community ordinations by partial detrended canonical correspondence and redundancy analysis (version 2.1). Wageningen. 95 s.
- ter Braak, C. J. F. 1990. Update notes: CANOCO version 3.10. Wageningen. 35 s.
- Tolonen K. T., Hämäläinen, H., Luotonen, H. & Kotanen, J. 2003. Rantavyöhykkeen pohjaeläimet järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Menetelmien käyttökelpoisuuden ja kustannustehokkuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa. Alueelliset ympäristöjulkaisut 328. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus. 57 s. ISBN 952-11-1538-6, ISSN 1238-8610.
- Turner Designs 1983. Chlorophyll and pheophytin. Fluorometric facts. Bulletin 101, Turner Designs, Mountain View, California.
- Turner Designs 2002. SCUFA, Self-Contained Underwater Fluorescence Apparatus. User's Manual. 43 s.
- Tynni, R., 1975-1980. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen VIII-XI. *Geol. Surv. of Finland* 274: 1-55, 284: 1-34, 296: 1-55, 312: 1-93.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Verfolkkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verein Limnol.* 9: 1-38.
- van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28(1): 117-133.
- Viljanen, M., Holopainen, A.L. & Lempinen, R. 1998. Tutkimusalue Muikun automaattisten mittalaitteiden käyttö Vuoksen vesistöalueen monitoroinnissa. Joensuun yliopisto. Karjalan Tutkimuslaitoksen julkaisuja 122: 93-98. Joensuu.
- Weitzel, R.L. 1979. Periphyton measurements and applications. Julk.: Weitzel, R.L. (toim.). Methods and measurements of periphyton communities: A Review. ASTM STP 690: 3-33. Philadelphia.
- Weitzel, R.L., Sanocki, S.L. & Holecek, H. 1979. Sample replication of periphyton collected from artificial substrates. Julk.: Weitzel, R. L. (toim.). Methods and measurements of periphyton communities: A Review. ASTM STP 690. S. 90-115.
- Wetzel, R.G. 2001. Limnology. Lake and river ecosystems. 3rd edition. Philadelphia. 1006 s.
- Zelinka, M. & Marvan, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv. Hydrobiol.* 57: 389-407.

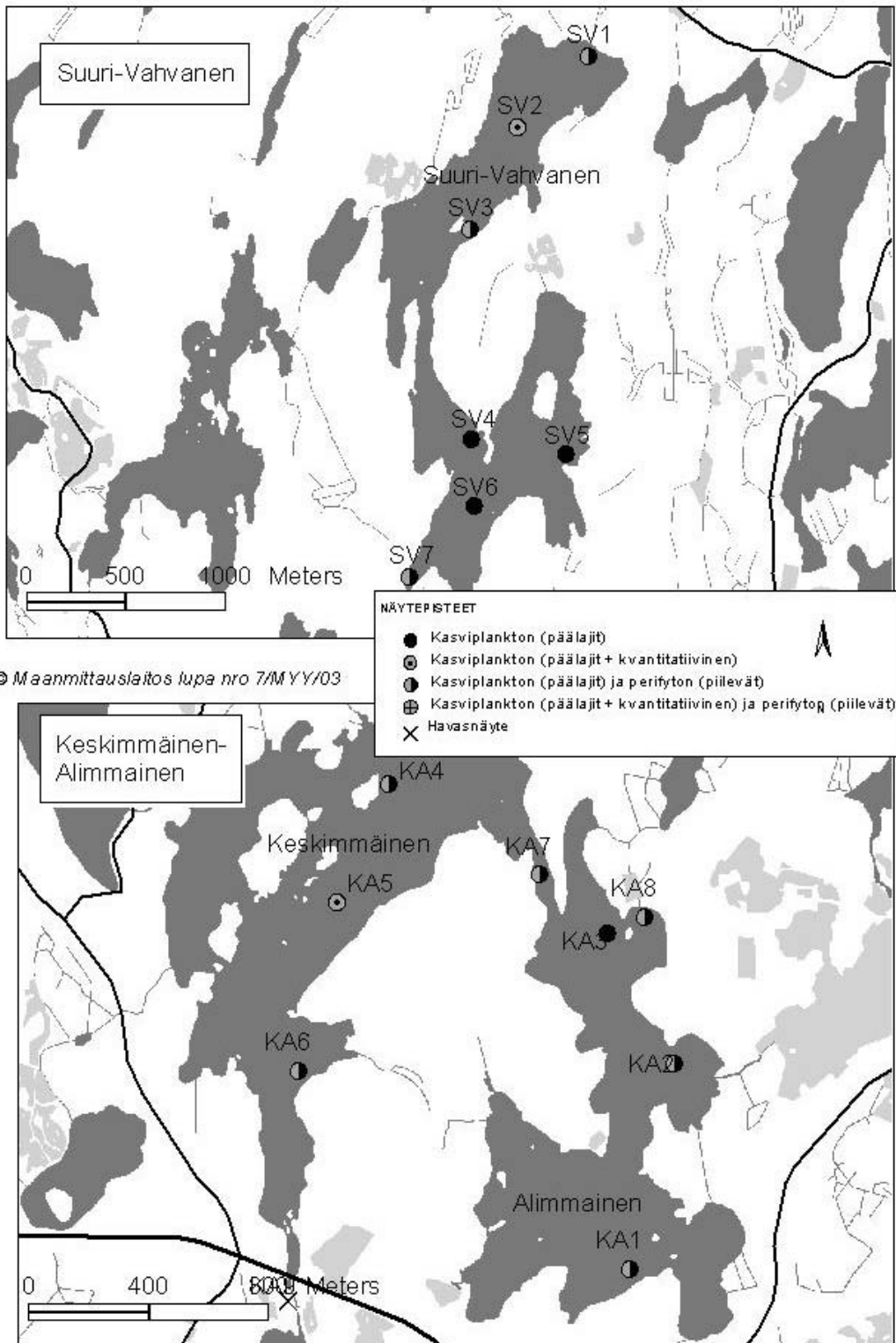
Liite 1. Näytteenottopaikkojen sijainti kohdejärvillä.

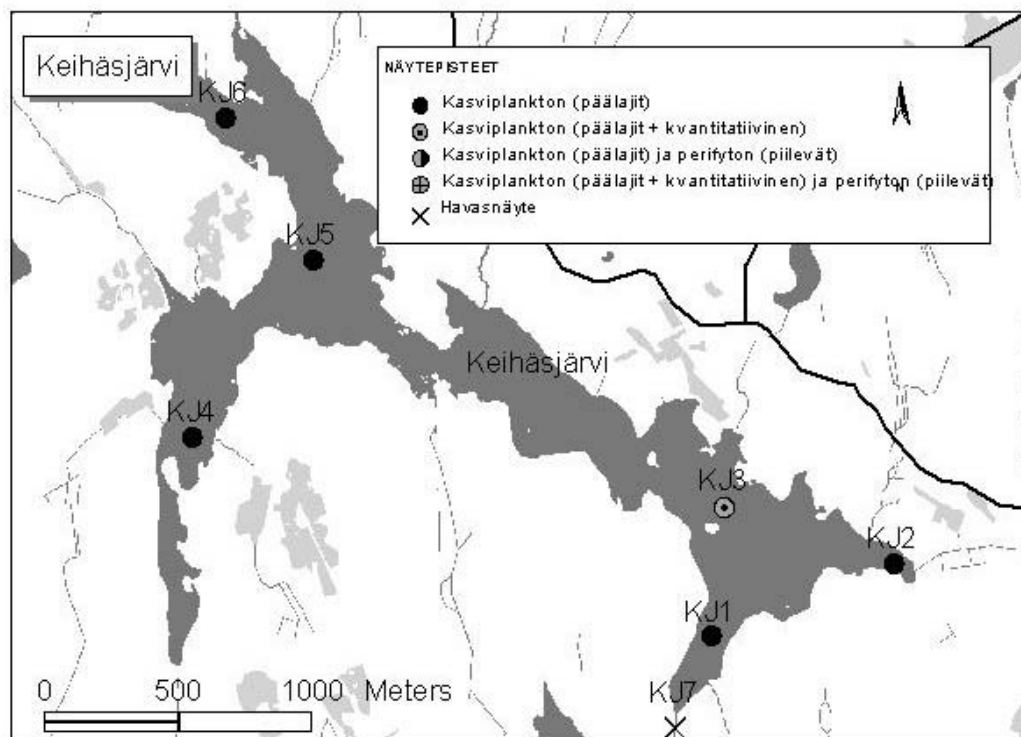


© Maanmittauslaitos lupa nro 7/M YY/03

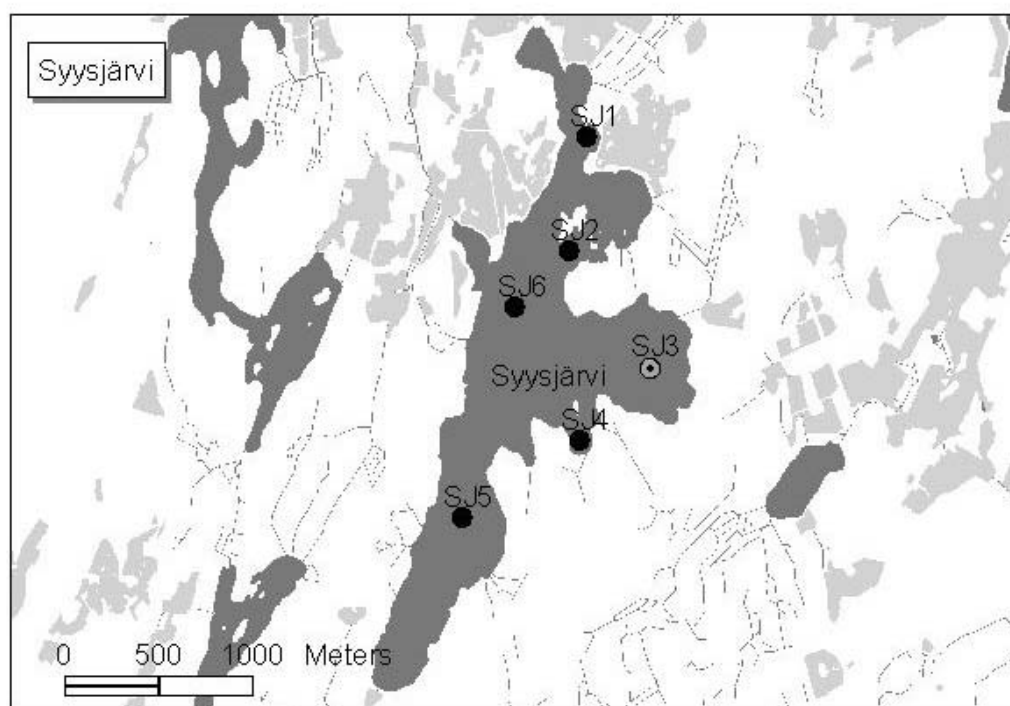


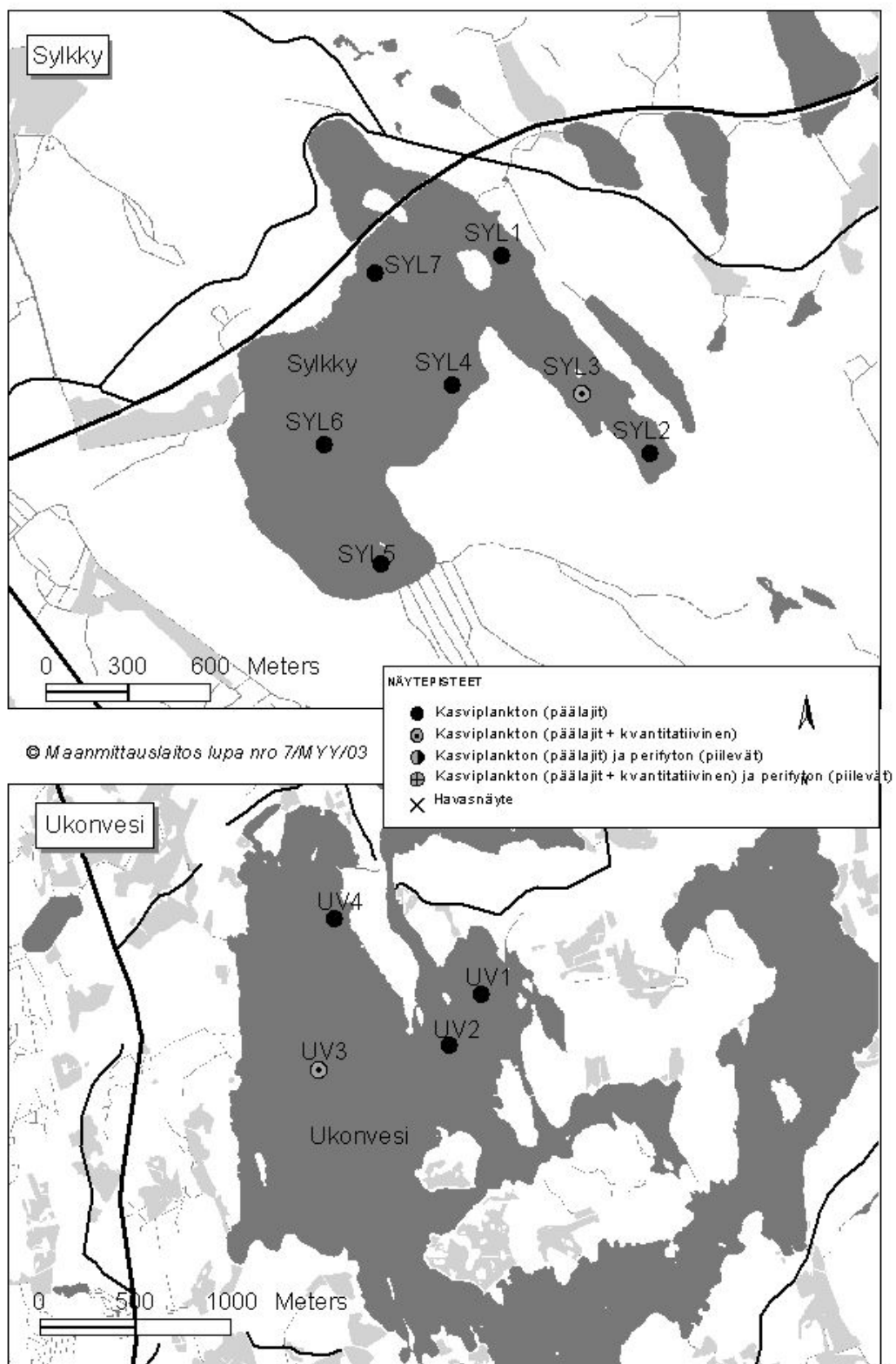






© Maanmittauslaitos lupa nro 71/MYY/03





Liite 2. Tutkimuksessa havaitut piilevätaksonit ja yksilömäärien suhteelliset osuudet lasketuista leväsoluista havaintopaikoittain kaikki alustatyypit yhdistettynä. Yli 5 % suhteelliset osuudet on merkitty korostettuina. NJ=Niemisjärvi, LP=Lika-Pyöree, MJ=Mujejärvi, T=Tiilikka, SV=Suuri-Vahvanen, KA=Keskimäinen-Alimmainen.

Taksoni	NJ %	LP %	MJ %	TI %	SV %	KA %
ACHNANTHES J.B.M. Bory de St. Vincent	0,9	0,7	1,1	0,6	0,5	0,2
Achnanthes dauv Faged var. dauv	0,6					
Achnanthes delicatula (Kutz.) Grun. ssp.delicatula Grunow in Cl.	0,4		0,2			
Achnanthes delicatula (Kutz.) Grun. ssp.septentrionalis (Oest.)L	0,2					
Achnanthes didyma Hustedt	1,0		0,2		0,4	0,6
Achnanthes exigua Grunow in Cl. & Grun.var. exigua						0,3
Achnanthes flexella (Kutzing)Brun var. flexella	0,6					
Achnanthes helvetica (Hustedt) Lange-Bertalot	1,4	1,0	0,6	1,2	0,4	0,4
Achnanthes impexiformis Lange-Bertalot	0,7	0,3	0,5			0,2
Achnanthes islandica Oestrup	0,6	0,2	0,6			0,2
Achnanthes kryophila Petersen	0,9	1,9	1,4			1,3
Achnanthes laevis Oestrup var. laevis Oestrup	1,0	0,4	0,4	1,0	0,4	0,3
Achnanthes lanceolata(Breb.)Grun. ssp. biporoma(Hohn & Hell.) La						0,2
Achnanthes lanceolata(Breb.)Grunow ssp. dubia (Grunow) Lange-Ber	0,4					
Achnanthes lanceolata(Breb.)Grunow var. elliptica Cleve	0,5					
Achnanthes lanceolata(Breb.)Grunow var. lanceolata Grunow	0,6	0,2	0,2			
Achnanthes levanderi Hustedt		1,1	1,8	2,5	0,8	0,4
Achnanthes linearis (W.Sm.) Grunow	11,0	8,9	42,1	5,3	2,3	14,1
Achnanthes minutissima Kutzing v.minutissima Kutzing (Achnanthid	41,2	0,7	0,3	0,8	31,2	35,0
Achnanthes nodosa A.Cleve		0,5	0,6	0,4	0,4	0,2
Achnanthes oestrupii(Cleve-Euler) Hustedt var. oestrupii Hustedt						0,2
Achnanthes subatomoides (Hustedt) Lange-Bertalot et Archibald		0,7	2,0	3,5	0,6	1,2
Achnanthes suchlandtii Hustedt	6,4	0,6	0,8	2,1	0,2	0,9
Achnanthes ventralis (Krasske) Lange-Bertalot	0,4				0,2	0,2
AMPHORA C.G. Ehrenberg ex F.T. Kützing	0,2					
Anomoeoneis brachysira(Brebisson in Rabenhorst) Grunow in Cleve		0,8		1,6	1,7	
Anomoeoneis sphaerophora (Ehr.) Pfitzer				0,2		
Anomoeoneis styriaca (Grunow) Hustedt				0,4	1,5	
Anomoeoneis vitrea (Grunow) Ross		1,5	1,5	2,0	9,9	3,0
Asterionella formosa Hassall	0,6	0,2	0,4		0,5	0,6
Aulacoseira alpigena(Grunow) Krammer	0,4		0,6		0,4	0,5
Aulacoseira ambigua (Grun.) Simonsen	3,5	0,6	0,7		0,2	0,9
Aulacoseira distans (Ehr.)Simonsen		1,8	0,9		0,2	0,5
Aulacoseira granulata (Ehr.) Simonsen var.angustissima (O.M.)Sim	0,2					
Aulacoseira italica (Ehr.)Simonsen	0,3	0,2	0,4		0,2	0,4
Aulacoseira italica (Ehr.)Simonsen var.tenuissima (Grun.) Simons	4,4		0,2			0,2
Aulacoseira lacustris (Grunow) Krammer		1,0				
Aulacoseira lirata (Ehr.) Ross in Hartley		4,7	3,1	0,2	0,2	0,3
Aulacoseira perglabra (Østrup) Haworth		0,6	0,6			
Aulacoseira species	0,6	0,8	2,6	0,6	0,4	1,6
Cocconeis placentula Ehrenberg var. placentula	0,8					
Cyclostephanos dubius (Fricke) Round	0,8					
CYCLOTELLA F.T. Kützing ex A de Brébisson			0,4			
Cyclotella bodanica Grunow var. bodanica Grunow						0,2
Cyclotella meneghiniana Kutzing	0,3					
Cyclotella pseudostelligera Hustedt	0,4					
Cyclotella radiosa (Grunow) Lemmermann	0,2				1,1	0,6
Cyclotella rossii Hakansson	0,2				0,6	0,2
Cyclotella stelligera Cleve et Grun (in Van Heurck)	7,0	0,2		0,2		2,0
CYMBELLA C.Agardh 1830	0,2	0,4			0,2	0,3
Cymbella caespitosa(Kutzing)Brun (Encyonema)					0,2	
Cymbella cesatii (Rabh.)Grunow	0,2				0,8	
Cymbella cistula(Ehrenberg)Kirchner	0,7	0,2			0,4	0,2
Cymbella cymbiformis Agardh					0,4	0,2

Taksoni	NJ %	LP %	MJ %	TI %	SV %	KA %
Cymbella descripta(Hustedt)Krammer et Lange-Bertalot					2,2	0,6
Cymbella ehrenbergii Kutzing		0,2				
Cymbella gaeumannii Meister						0,2
Cymbella gracilis(Ehr.)Kutzing	0,3	0,8	0,7	2,7	0,4	0,7
Cymbella microcephala Grunow					0,8	
Cymbella naviculiformis Auerswald		0,4				
Cymbella perpusilla A.Cleve			0,3	0,8		
Cymbella silesiaca Bleisch in Rabenhorst (Encyonema)	0,3	0,3	0,3		0,2	0,6
Cymbella sinuata Gregory	1,0					
Cymbella subcuspidata Krammer					0,4	
Cymbella tumidula Grunow in A.Schmidt & al.		0,2				
Diatoma tenuis Agardh	0,2		0,2			
Diploneis sp..	0,2					0,2
EPITHEMIA F.T. Kützing						0,4
Epithemia adnata (Kutzing) Brebisson						0,2
EUNOTIA C.G. Ehrenberg	0,8	8,4	3,3	2,5	0,9	1,3
Eunotia bilunaris (Ehr.) Mills var. bilunaris	0,4	0,5	5,5	0,7	0,3	1,0
Eunotia bilunaris (Ehr.) Mills var. mucophila Lange-Bertalot Nor		2,4	8,8	18,7		0,2
Eunotia diodon Ehrenberg	0,2		0,2	0,6		0,2
Eunotia exigua(Breb.)Rabenhorst				0,2		
Eunotia faba Grunow				0,2		
Eunotia flexuosa(Brebisson)Kutzing				1,2		
Eunotia implicata Nörpel, Lange-Bertalot & Alles					0,2	
Eunotia incisa Gregory var.incisa	0,5	7,7	2,2	1,6	0,3	0,2
Eunotia intermedia (Krasske ex Hustedt) Nörpel & Lange-Bertalot		1,3	0,5	0,4	0,2	
Eunotia meisteri Hustedt		0,6	0,4	0,4	0,2	
Eunotia minor (Kutzing) Grunow in Van Heurck	0,2	0,2	1,2		0,4	0,2
Eunotia naegeli Migula		1,4	1,0	4,5	0,2	0,4
Eunotia nymmanniana Grunow in Van Heurck				0,2		
Eunotia parallela Ehrenberg var.angusta Grunow		0,2				
Eunotia pectinalis (Dyallwyn) Rabenhorst var.pectinalis		0,4			0,4	0,8
Eunotia praerupta Ehrenberg var. praerupta	0,4	0,2	0,2	0,6		
Eunotia rhynchocephala Hustedt var. rhynchocephala		0,3	0,6	0,5	0,2	
Eunotia serra Ehrenberg var.serra		0,5		0,2		0,2
FRAGILARIA H.C. Lyngbye	0,7	2,7	0,2	0,4	0,4	0,2
Fragilaria capucina Desm. var. rumpens (Kütz.) Lange-Bert. ex Bu	0,7	0,2	4,1		0,4	0,2
Fragilaria capucina Desmazieres var.capucina	0,9	3,2	0,8	3,3	0,8	0,8
Fragilaria capucina Desmazieres var.gracilis(Oestrup) Hustedt	1,0	0,2	0,4	1,5	1,2	1,3
Fragilaria capucina Desmazieres var.vaucheriae(Kutzing)Lange-Ber	0,5		0,2		0,6	0,5
Fragilaria constricta Ehrenberg	0,2	0,2				0,2
Fragilaria construens (Ehr.) Grunow f. binodis (Ehr.) Grunow		0,4				0,8
Fragilaria construens (Ehr.) Grunow f.construens (Staurosira)		1,1	0,2			
Fragilaria construens (Ehr.) Grunow f.exigua (W.M.Sm.) Hustedt	0,4	0,3				0,2
Fragilaria construens (Ehr.) Grunow f.venter (Ehr.) Hustedt	2,3	6,3	2,1	4,3	1,5	12,6
Fragilaria crotonensis Kitton		0,4				0,9
Fragilaria exigua Grunow		0,4	0,2	0,2	0,4	0,6
Fragilaria pinnata Ehrenberg var. pinnata (Staurosirella)	1,0					
Fragilaria tenera (W.Smith) Lange-Bertalot		0,2	0,2	0,2	0,4	1,5
Fragilaria ulna (Nitzsch.) Lange-Bertalot var. ulna	0,3			0,2	0,6	0,8
Fragilaria ulna Sippen angustissima(Grun.)Lange-Bertalot	0,2				0,2	0,2
Fragilaria ulna(Nitzsch.)Lange-Bertalot var.acus(Kutz.)Lange-Ber	0,2					0,2
Fragilaria virescens Ralfs		0,2			0,4	
Frustulia rhomboides(Ehr.)De Toni	0,3	1,9	0,8	1,4		0,2
Frustulia rhomboides(Ehr.)De Toni var.saxonica (Rabenhorst)De To	0,3	0,9	0,4	1,4	0,6	
GOMPHONEMA C.G. Ehrenberg	1,6	0,4	0,6	0,2	0,8	0,7
Gomphonema acuminatum Ehrenberg	0,2					0,2
Gomphonema acuminatum Ehrenberg var.coronata(Ehr.)W.Smith				0,2	0,2	0,3
Gomphonema augur Ehrenberg						0,2
Gomphonema exiguum Kutzing var.minutissimum Grunow		0,4				
Gomphonema gracile Ehrenberg	0,2		0,4		0,6	0,2

Taksoni	NJ %	LP %	MJ %	TI %	SV %	KA %
Gomphonema parvulum Kutzing var. parvulum f. parvulum	2,3	0,2	0,4	0,3	1,0	0,4
Gomphonema subtile Ehr.					0,4	
Gomphonema truncatum Ehr.					0,2	0,2
GYROSIGMA A. Hassall	0,2					
Hantzschia amphioxys (Ehr.) Grunow in Cleve et Grunow 1880						0,2
Melosira tenella Nygaard		0,4	1,5			1,0
Meridion circulare (Greville) C.A.Agardh var. circulare		0,2		7,1	0,3	
NAVICULA J.B.M. Bory de St. Vincent	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	
Navicula angusta Grunow				0,4		0,2
Navicula cocconeiformis Gregory ex Greville	0,3	1,0	0,2	0,8		0,2
Navicula cryptocephala Kutzing	1,3	0,6	0,2	0,2	0,2	0,2
Navicula cryptotenella Lange-Bertalot		0,2				0,3
Navicula detenta Hustedt	0,4					
Navicula explanata Hustedt						0,4
Navicula heimansii Van Dam et Kooyman		2,1	0,6	2,3	0,3	
Navicula hustedtii Krasske						0,2
Navicula jaernefeltii Hustedt		1,6	0,4		0,2	
Navicula levanderi Hustedt						0,2
Navicula minuscula Grunow in Van Heurck 1880	2,4	2,0	0,6	0,6		0,4
Navicula minuscula Grunow var. muralis (Grunow) Lange-Bertalot			0,4			
Navicula placentula (Ehr.) Kutzing				0,2		
Navicula pseudoarvensis Hustedt		0,2	0,8	0,2		
Navicula pseudoscutiformis Hustedt	0,6			0,6		0,2
Navicula pupula Kutzing	0,3				0,4	0,3
Navicula radiosa Kützing	0,2				0,3	0,3
Navicula rhynchocephala Kutzing	0,3				0,2	0,2
Navicula schmassmanii Hustedt	1,7	0,2	0,4	0,4	0,2	0,2
Navicula subtilissima Cleve		0,2		0,8	0,2	
Navicula tridentula Krasske	0,6					
NEIDIUM E. Pfitzer		0,2			0,2	
Neidium ampliatus (Ehrenberg) Krammer		0,4				0,2
NITZSCHIA A.H. Hassall	0,6	0,7	0,4	0,5	0,7	0,5
Nitzschia acicularis(Kutzing) W.M.Smith	0,4				0,2	0,2
Nitzschia dissipata(Kutzing)Grunow var.dissipata	0,3	0,2	0,3	0,8	0,8	0,2
Nitzschia palea (Kutzing) W.Smith	0,6	0,4		0,2	0,4	0,2
Nitzschia paleacea (Grunow) Grunow in van Heurck	0,6	0,4			0,6	0,4
Nitzschia recta Hantzsch ex Rabenhorst	0,2	0,2	0,2			0,2
PINNULARIA C.G. Ehrenberg	0,2	0,2		0,2	0,2	0,2
Pinnularia braunii (Grunow) Cleve	0,2					
Pinnularia divergens W.M.Smith var. divergens			0,2	0,3		
Pinnularia interrupta W.M.Smith	0,3	0,6	0,2	0,8		
Pinnularia maior (Kutzing) Rabenhorst		0,2				0,2
Pinnularia subcapitata Gregory var. subcapitata	0,2					
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg		0,5	0,2		0,3	
RHOPALODIA O Müller					0,2	
Stauroneis anceps Ehrenberg	0,3	0,6	0,2	0,4	0,2	
Stauroneis smithii Grunow	0,2				0,2	0,3
Stenopterobia curvula (W.Smith) Krammer		0,2	0,7	0,2	0,2	
Stenopterobia delicatissima (Lewis) Brebisson ex Van Heurck		0,2	0,2			
Stephanodiscus rotula (Kutz.) Hendey	0,2					
SURIRELLA P. J.F. Turpin		0,2	0,2			
Tabellaria fenestrata(Lyngbye)Kutzing	0,2	0,5	1,3	2,7	1,1	0,9
Tabellaria flocculosa(Roth)Kutzing	1,0	8,2	6,3	30,0	15,3	6,2
Tabellaria quadrisepata Knudson		14,5	0,4	2,9	1,5	0,7
Tetracyclus lacustris Ralfs	0,2	0,2		0,4	0,2	

Liite 3. Piileväaineistosta laskettujen vedenlaatuindeksien kasvualustakohtaiset keskiarvot järviyypeittäin.

Järvi	Tyyppi	Kasvualusta	PSI	Descy	GDI	TDI*	PT%
Lika-Pyöree	(2) Vertailu	Vesikasvit	18,5	18,6	17,2	15,7	1
"	"	Polykarbonaatti	17,4	17,0	16,2	12,0	2
Niemisjärvi	(2) Kuormitus	Vesikasvit	15,7	16,7	15,0	9,4	6
"	"	Kivet	15,6	14,7	14,2	6,4	7
"	"	Polykarbonaatti	15,1	15,9	14,0	8,4	10
Suur-Vahvanen	(4) Vertailu	Vesikasvit	18,7	18,5	16,4	12,4	2
"	"	Kivet	18,3	18,4	15,9	13,2	0
"	"	Polykarbonaatti	17,5	17,3	15,9	12,9	2
Keskim.-Alimm.	(4) Kuormitus	Vesikasvit	17,8	18,2	16,4	13,4	2
"	"	Kivet	17,4	17,6	15,4	9,2	2
"	"	Polykarbonaatti	16,0	16,2	14,7	10,3	3
Tiilikka	(9) Vertailu	Vesikasvit	19,7	19,8	17,7	15,1	0
"	"	Kivet	18,8	18,9	17,1	13,7	2
"	"	Polykarbonaatti	19,5	19,2	17,8	15,7	2
Mujejärvi	(9) Kuormitus	Vesikasvit	18,4	19,3	17,0	14,6	2
"	"	Kivet	18,1	19,0	16,9	11,3	2
"	"	Polykarbonaatti	18,2	19,3	17,2	14,0	2
Kaikki järvet	(2, 4, 9) Kaikki	Vesikasvit	18,1	18,5	16,6	13,4	2
"	(2, 4, 9) Kaikki	Kivet	17,6	17,7	15,9	10,7	3
"	(2, 4, 9) Kaikki	Polykarbonaatti	17,3	17,5	16,0	12,2	4
	(2, 4, 9) Kaikki	Kaikki alustat	17,7	17,9	16,2	12,1	3
Vertailujärvet	(2, 4, 9) Vertailu	Kaikki alustat	18,5	18,5	16,8	13,8	1
Kuormitusjärvet	(2, 4, 9) Kuormitus	Kaikki alustat	16,9	17,4	15,6	10,8	4

* TDI-indeksi skaalattu ja muunnettu käänteisarvoksi

• Alueelliset ympäristöjulkaisut 333

• Alueelliset ympäristöjulkaisut 333

• Alueelliset ympäristöjulkaisut 333

• Alueelliset ympäristöjulkaisut 333



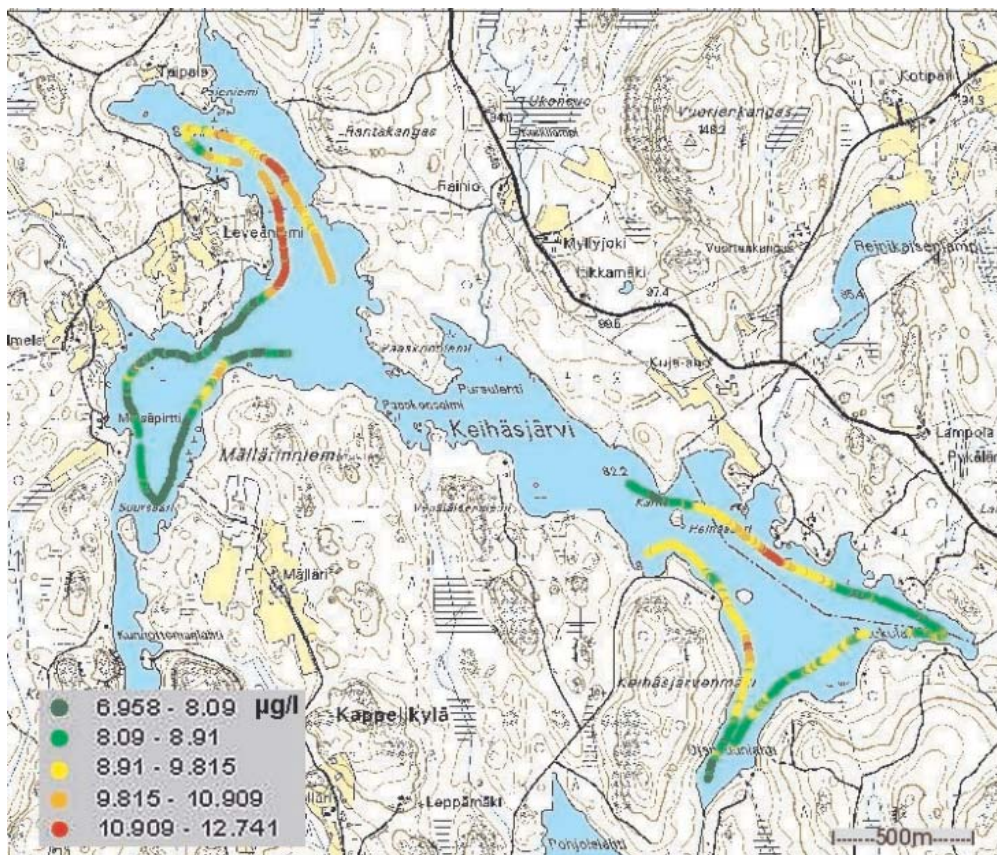
©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03

a) Asteikko järven sisäisen vaihtelun mukaan.

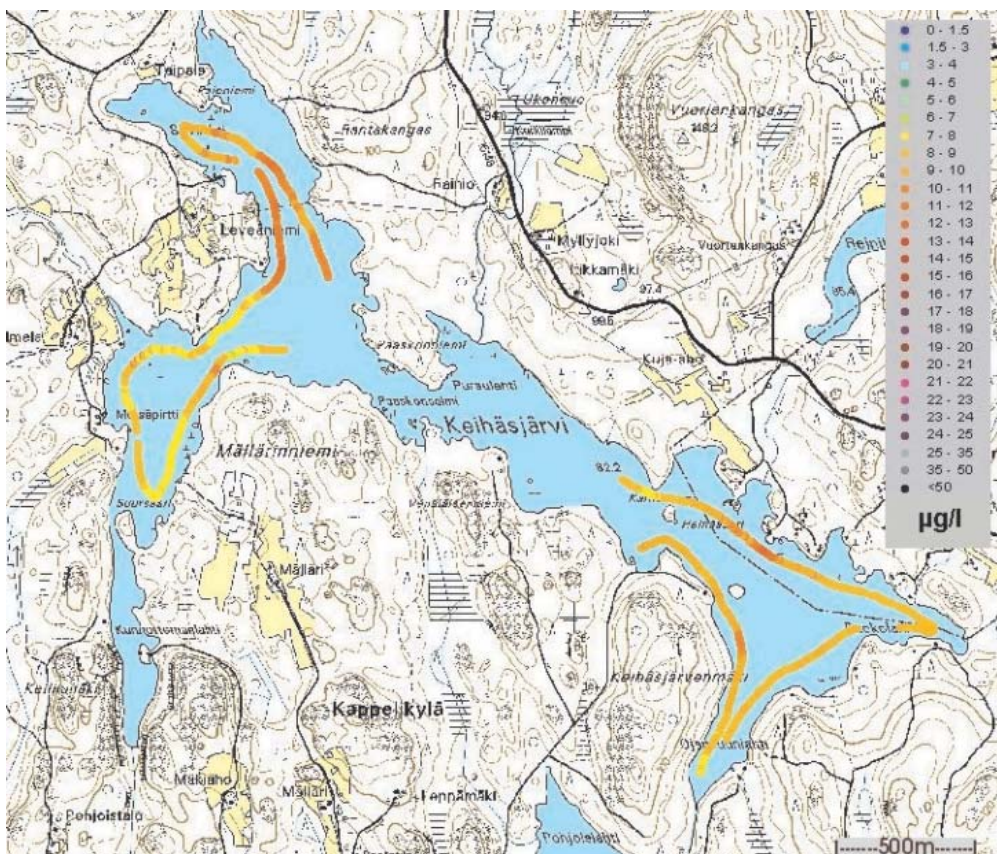
b) Asteikko kaikilla kohdejärvillä yhtenäinen

13.8.2002,
Keihäs-
järvi

a)



b)

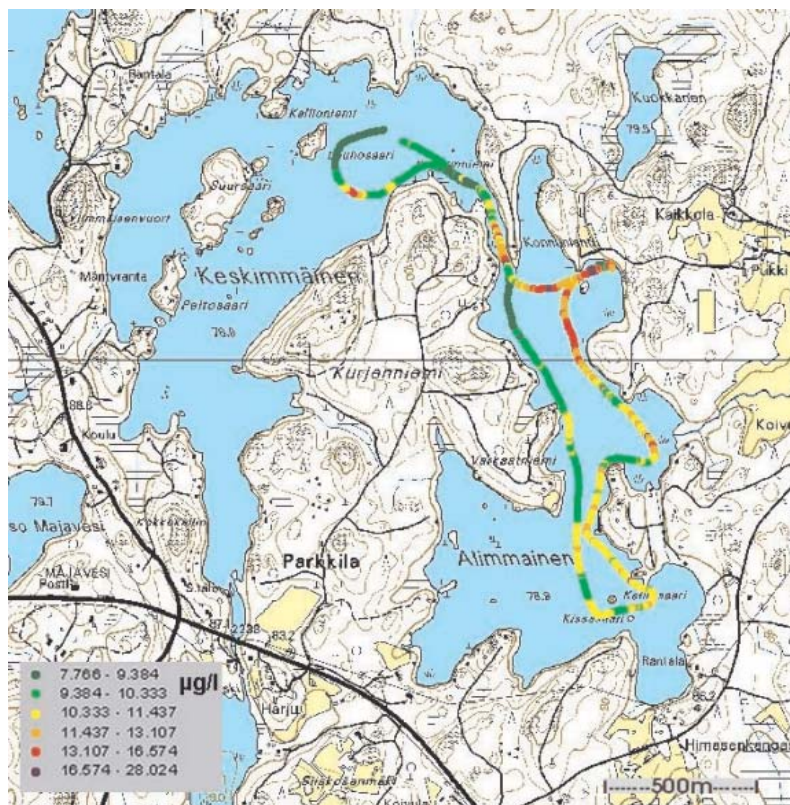


©Maanmittauslaitos lupa nro 1/MY/03

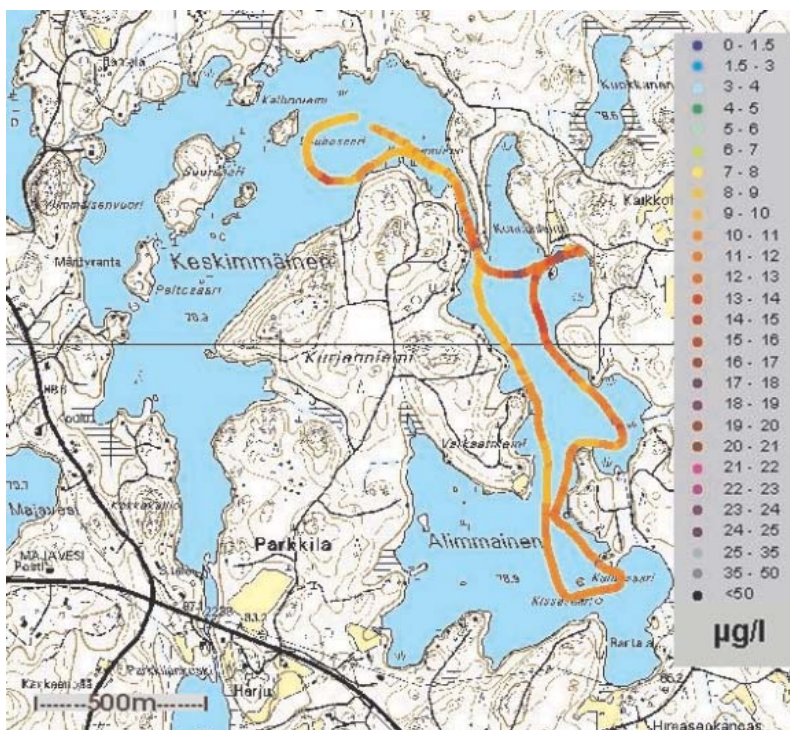
- a) Asteikko järven sisäisen vaihtelun mukaan.
b) Asteikko kaikilla kohdejärvillä yhtenäinen.

8.8.2002,
Keskim-
mäinen
- Alim-
mainen

a)



b)



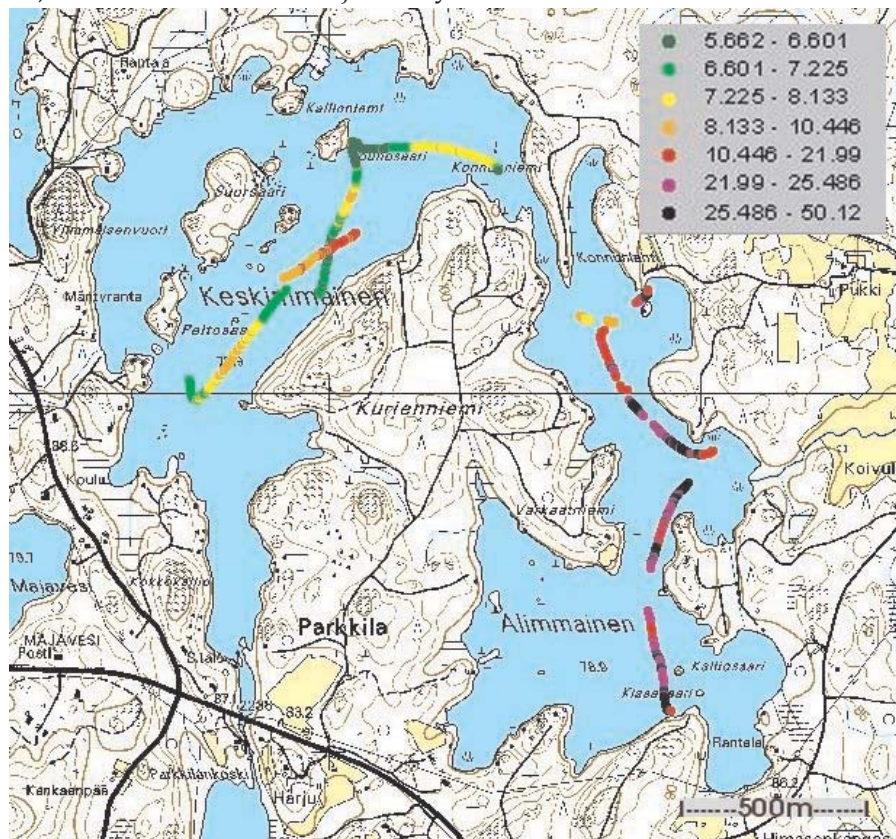
©Maanmittauslaitos lupa nro 1/MYY/03

a) Asteikko järven sisäisen vaihtelun mukaan.

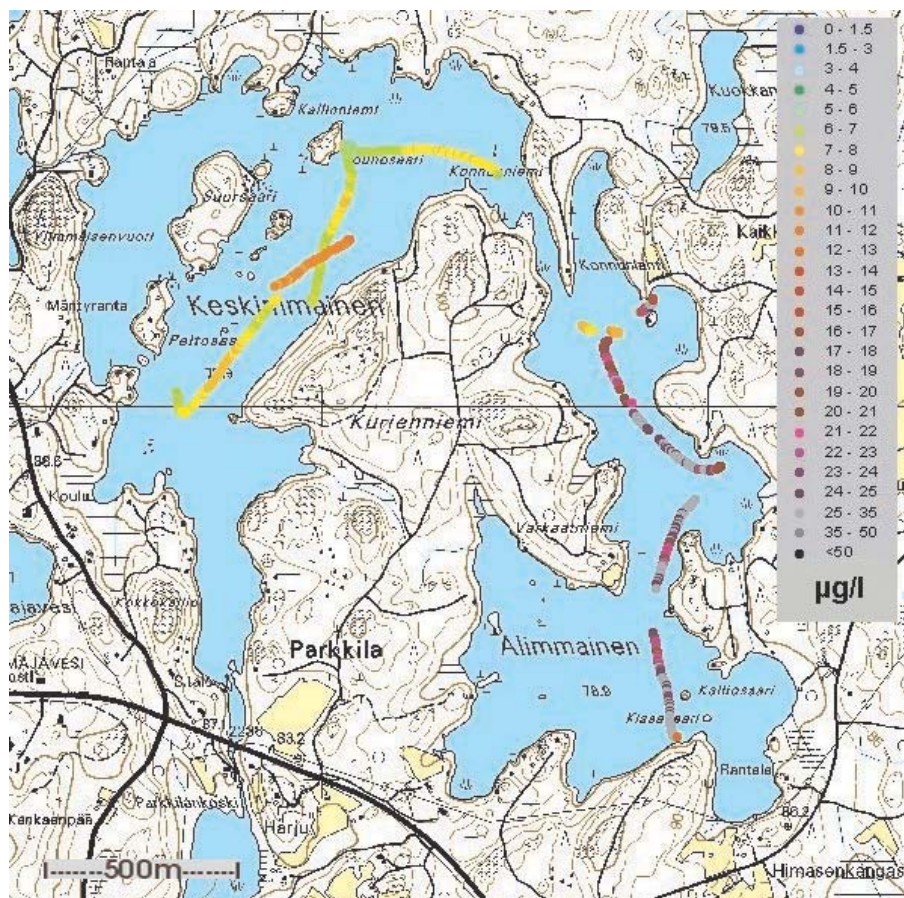
b) Asteikko kaikilla kohdejärvillä yhtenäinen.

29.8.2002,
Keskimäinen
- Alimmainen

a)



b)

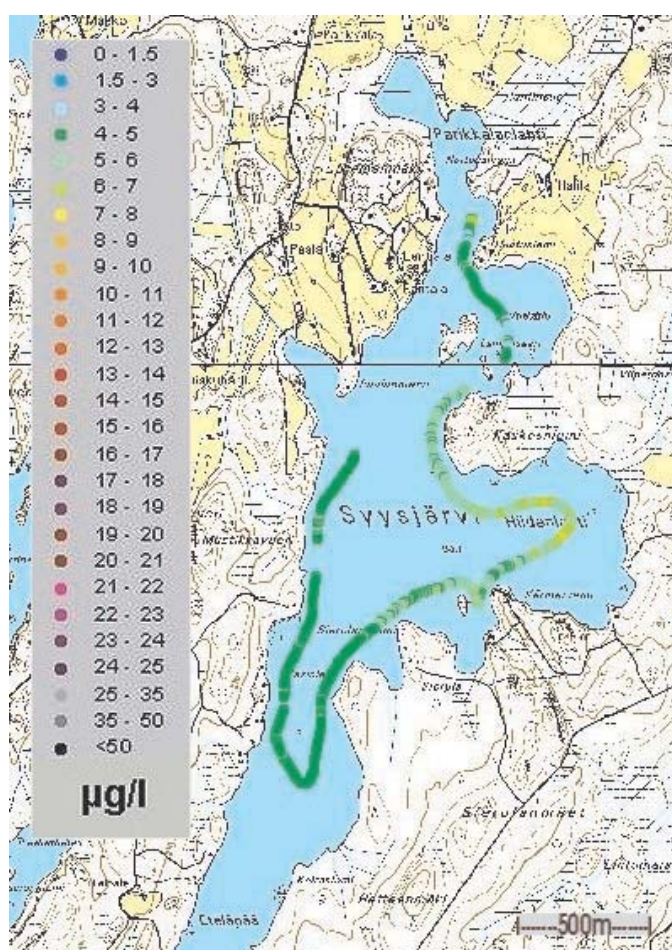


©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03

8.8.2002, Syysjärvi

a) Asteikko järven sisäisen vaihtelun mukaan.

b) Asteikko kaikilla kohdejärvillä yhtenäinen.



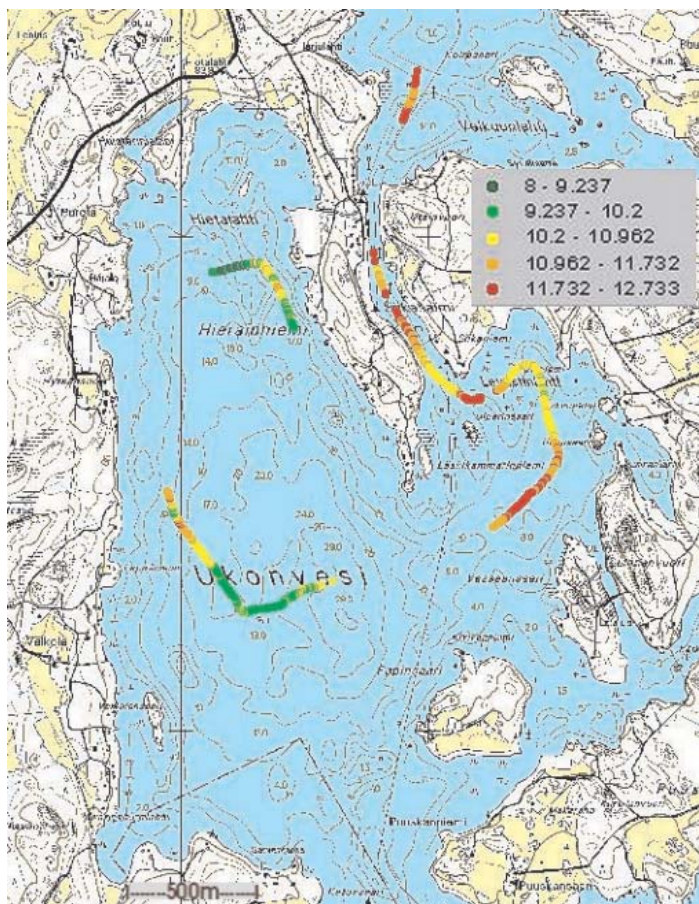
©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03

a) Asteikko järven sisäisen vaihtelun mukaan.

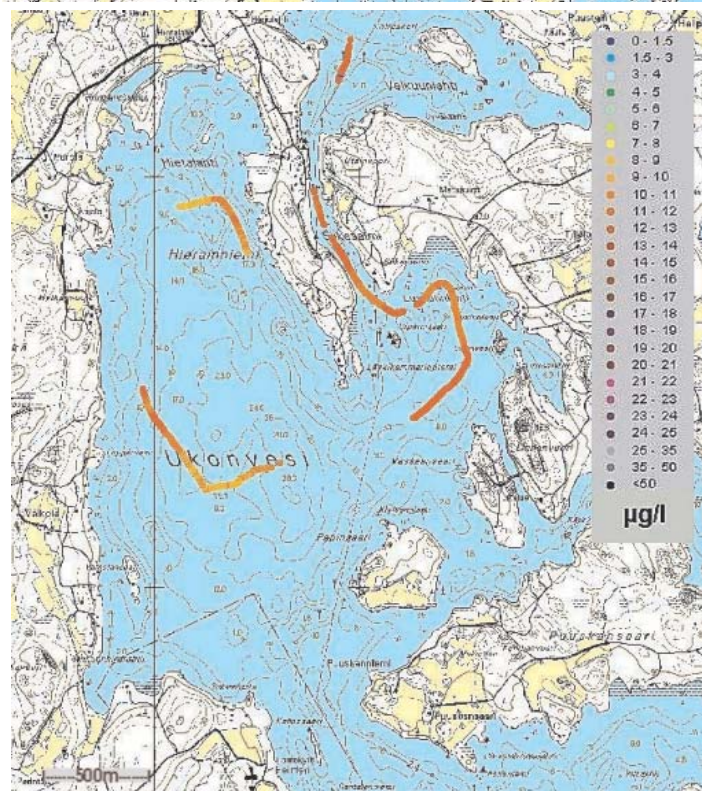
b) Asteikko kaikilla kohdejärvillä yhtenäinen.

12.8.2002,
Ukonvesi

a)



b)



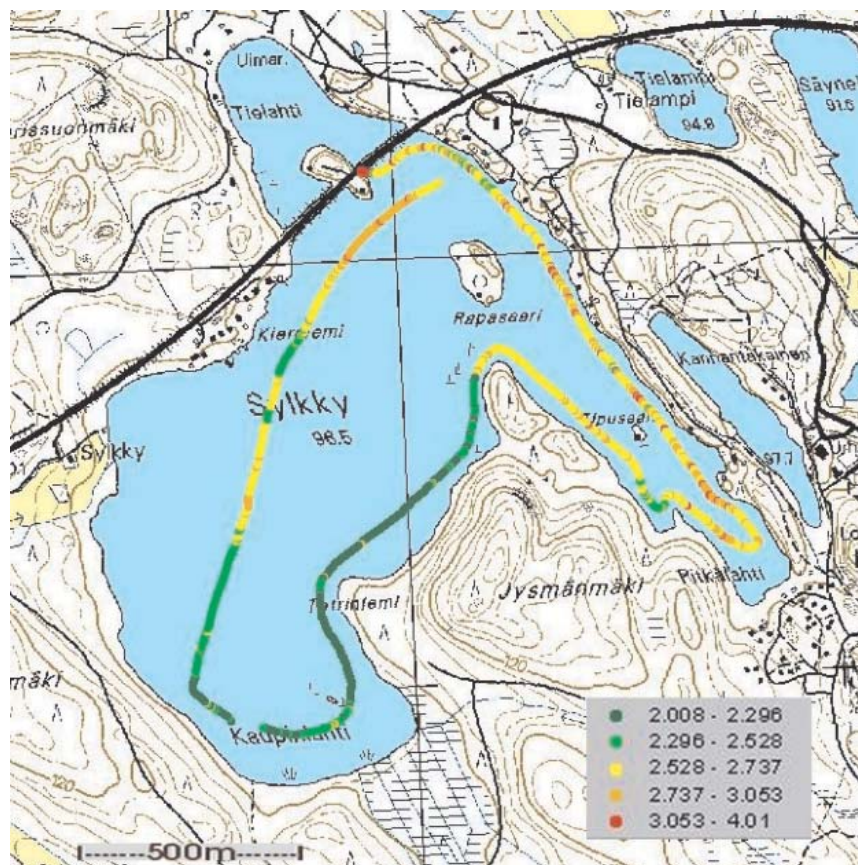
©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03

a) Asteikko järven sisäisen vaihtelun mukaan.

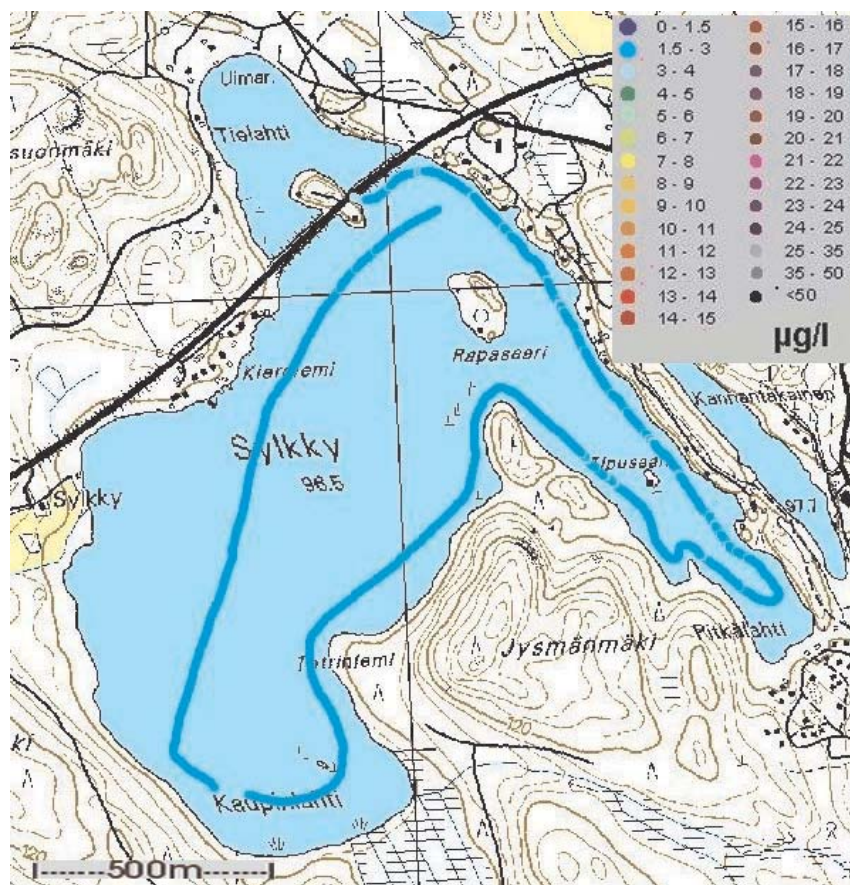
b) Asteikko kaikilla kohdejärvillä yhtenäinen.

14.8.2002,
Sylkky

a)



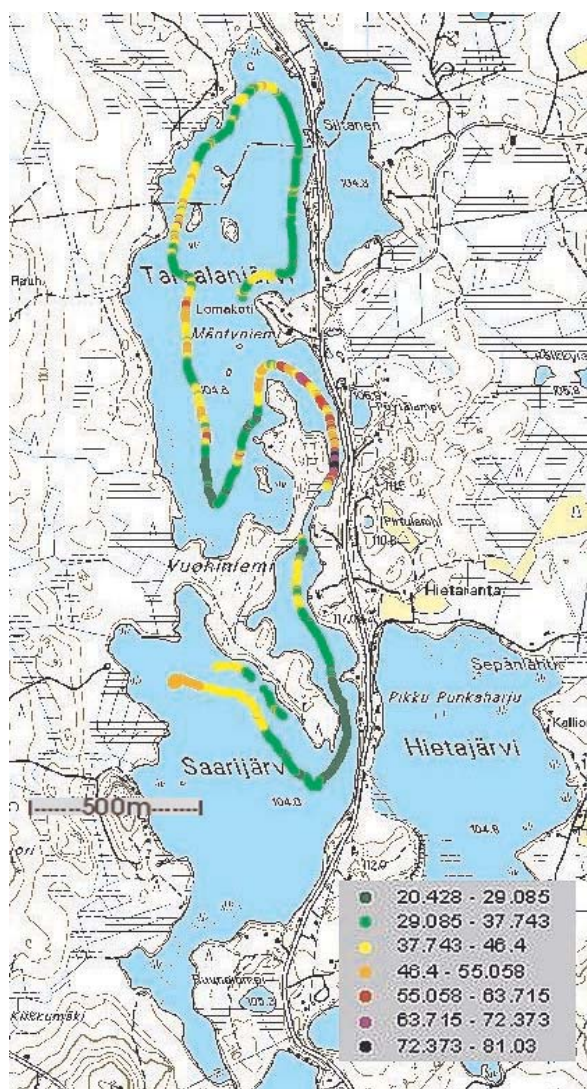
b)



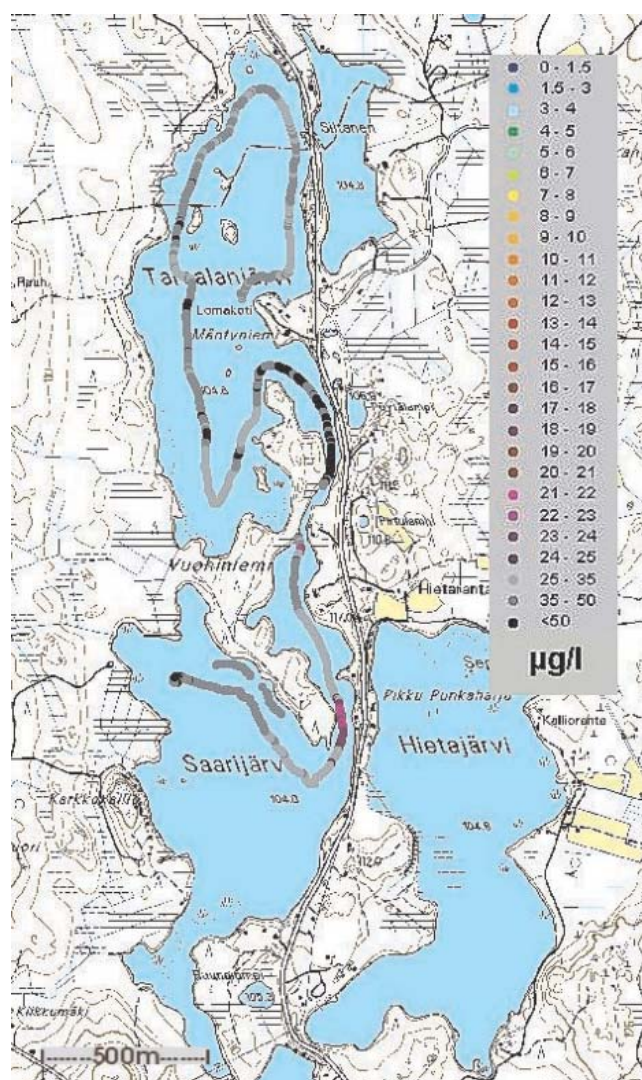
©Maanmittauslaitos lupa nro 1/MYY/03

20.8.2002, Tarsalanjärvi ja Saarijärvi

a) Asteikko järven sisäisen vaihtelun mukaan.



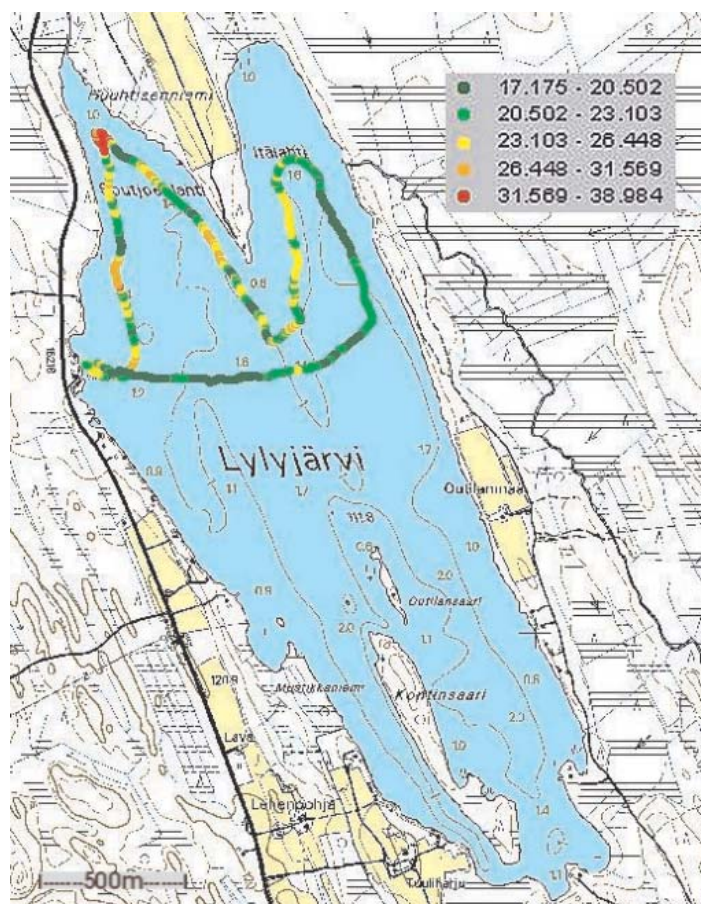
b) Asteikko kaikilla kohdejärvillä yhtenäinen.



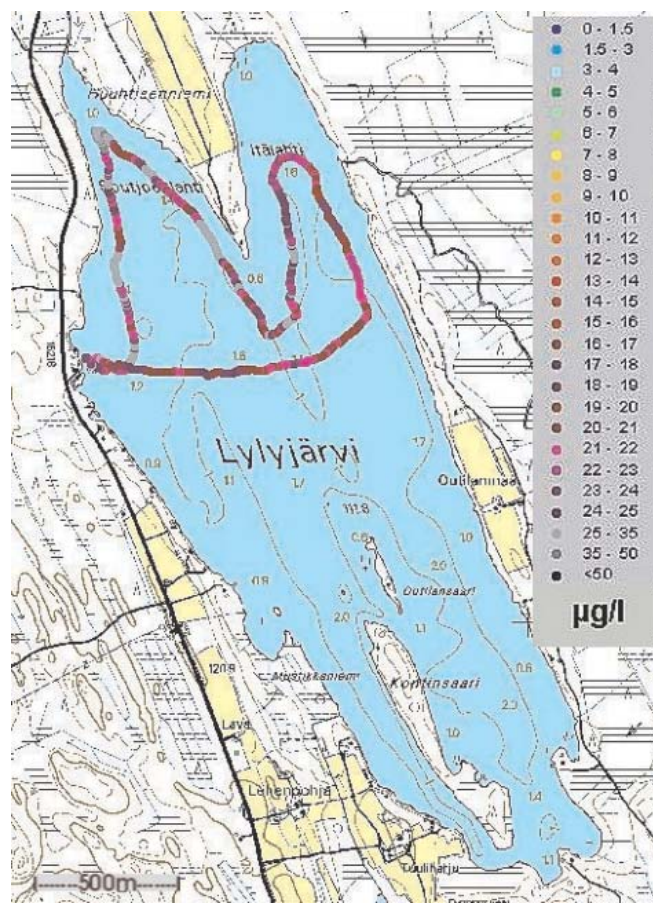
©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03

21.8.2002, Lylyjärvi

a) Asteikko järven sisäisen vaihtelun mukaan.



b) Asteikko kaikilla kohdejärvillä yhtenäisen.



©Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/03

Liite 5 A. Kohdejärvien arvioidut α -klorofyllin pitoisuudet ja haaviplanktonnäytteiden lajit ja biomassat (sinilevät, panssarilevät ja kultalevät). bm = haaviplanktonnäytteiden perusteella laskettu kok. biomassa, kvant bm = kvantitatiivisen kasviplanktonanalyyisin kok. biomassa, V = vertailu, K = kuormitettu.

paikka	pvm	kuorm.	tyyppi	a klor (ka) $\mu g\ l^{-1}$	bm (ka) $mg\ l^{-1}$	kvant bm $mg\ l^{-1}$	Sinilevät woro nae	micr wes	anab sp	Panssarilevät cera sp	perin	Kultalevät dino bav	din div/cy	din soc/se	mall cau	synu sp	stich oli
Lika-Pyöree 1	6.8.02	V	2		0,54							0,17	0,14	0,05			
Lika-Pyöree 2	6.8.02	V	2		0,6							0,15	0,13	0,14			
Lika-Pyöree 3	6.8.02	V	2		0,73							0,09	0,08				
Lika-Pyöree 4	6.8.02	V	2		0,36	0,62						0,04	0,01	0,03			
Lika-Pyöree 1	26.8.02	V	2		0,23								0,1				
Lika-Pyöree 2	26.8.02	V	2		0,35								0,13	0,03			
Lika-Pyöree 3	26.8.02	V	2		0,73							0,02	0,29				
Lika-Pyöree 4	26.8.02	V	2		0,85	0,29							0,54				
Sylkky 1	13.8.02	V	4	2,7	0,96				0,288				0,032				
Sylkky 2	13.8.02	V	4	2,7	0,656				0,128				0,032				
Sylkky 3	13.8.02	V	4	2,7	0,736	0,15			0,032								
Sylkky 4	13.8.02	V	4	2,1	0,688		0,144		0,032								
Sylkky 5	13.8.02	V	4	2,4	0,656		0,128		0,048								
Sylkky 6	13.8.02	V	4	2,5	0,496				0,048								
Sylkky 7	13.8.02	V	4	2,5	0,544								0,016				
Suuri-Vahv.1	8.8.02	V	4		1,728					0,848							
Suuri-Vahv.2	8.8.02	V	4		1,008	0,13	0,048					0,112					
Suuri-Vahv.3	8.8.02	V	4	2,6	6,192					0,576		0,112					
Suuri-Vahv.4	8.8.02	V	4	6	6,928					1,136		0,08					
Suuri-Vahv.5	8.8.02	V	4	2,9	3,664					0,576		0,096					
Suuri-Vahv.6	8.8.02	V	4	3,2	4,736					0,944		0,064					
Suuri-Vahv.7	8.8.02	V	4	2,9	4,336					0,752							
Suuri-Vahv.1	29.8.02	V	4		5,984					0,576							
Suuri-Vahv.2	29.8.02	V	4		1,328	0,16				0,384		0,16					
Suuri-Vahv.3	29.8.02	V	4		1,184							0,144					
Suuri-Vahv.4	29.8.02	V	4	11,888								0,064					
Suuri-Vahv.5	29.8.02	V	4	1,84						0,576		0,096					
Suuri-Vahv.6	29.8.02	V	4	0,96								0,112					
Suuri-Vahv.7	29.8.02	V	4	3,664								0,064					
Syysjärvi 1	12.8.02	K	4	4,2	8,608		0,448						0,112				
Syysjärvi 2	12.8.02	K	4	4,7	5,76		0,144						0,16				
Syysjärvi 3	12.8.02	K	4	6,3	3,088	0,26	0,784						0,656				
Syysjärvi 4	12.8.02	K	4	4,7	1,248		0,192						0,416				
Syysjärvi 5	12.8.02	K	4	4,2	2,192		0,15						0,304				
Syysjärvi 6	12.8.02	K	4	4,7	8,64		0,976					4,176					

paikka	pvm	kuorm.	tyyppi	a klor (ka)	bm (ka)	kvant bm	Sinilevät	Panssarilevät	Kultalevät	din div/cy	din soc/se	mall cau	synu sp	stich oli
				µg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg l ⁻¹	woro nae	micr wes	anab sp	cera sp	perin			
K-Alim 1	8.8.02	K	4	10,9	1,68		0,34			0,38			0,35	
K-Alim 2	8.8.02	K	4	11,6	1,63		0,18					0,08	0,94	
K-Alim 3	8.8.02	K	4	12,3	3,79		0,46			0,67			0,59	
K-Alim 4	8.8.02	K	4	8,6	2,27					0,75	0,32	0,30	0,46	
K-Alim 5	8.8.02	K	4		4,29	0,90				2,00		0,56	0,70	
K-Alim 6	8.8.02	K	4		4,74		0,37			2,56		0,70	0,70	
K-Alim 1	29.8.02	K	4	30,8	3,63		0,10			1,04		0,22		
K-Alim 2	29.8.02	K	4	37,8	11,41						0,51	0,33	0,59	
K-Alim 3	29.8.02	K	4	16,2	3,74					0,61				
K-Alim 4	29.8.02	K	4	6,13	1,97		0,11	0,16		0,42				
K-Alim 5	29.8.02	K	4	16,2	2,02	0,27		0,24		0,19				
K-Alim 6	29.8.02	K	4		3,70		0,26	0,39		0,26				
K-Alim 7	29.8.02	K	4		7,55		0,13			0,41				
K-Alim 8	29.8.02	K	4		43,89					0,07	0,69	0,44		
Keihäsjärvi 1	14.8.02	K	4	8,5	0,48		0,18			0,26				
Keihäsjärvi 2	14.8.02	K	4	8,5	0,66		0,27			0,26				
Keihäsjärvi 3	14.8.02	K	4	11,8	0,61	0,39	0,13			0,24				
Keihäsjärvi 4	14.8.02	K	4	7,5	0,61		0,14			0,18				
Keihäsjärvi 5	14.8.02	K	4	8	0,27					0,13	0,02			
Keihäsjärvi 6	14.8.02	K	4	9,4	0,64					0,27	0,05			
Ukonvesi 1	12.8.02	K	4	11,1	3,82		0,59			1,94				
Ukonvesi 2	12.8.02	K	4	12,2	5,47		0,83	0,24		1,86				
Ukonvesi 3	12.8.02	K	4	9,7	3,58	1,35	0,75	0,64		0,37				
Ukonvesi 4	12.8.02	K	4	10,9	1,30		0,58	0,18	0,19					
Tiilikka 1	6.8.02	V	9		4,48							3,69	0,1	
Tiilikka 2	6.8.02	V	9		1,32					0,09		0,92	0,06	
Tiilikka 3	6.8.02	V	9		1,22					0,08		0,37		
Tiilikka 4	6.8.02	V	9		0,81							0,37	0,06	
Tiilikka 5	6.8.02	V	9		0,64	0,41						0,49		
Tiilikka 1	26.8.02	V	9		0,22					0,1	0,03			
Tiilikka 2	26.8.02	V	9		0,98					0,09		0,02		
Tiilikka 3	26.8.02	V	9		0,72					0,14	0,02			
Tiilikka 4	26.8.02	V	9		0,25					0,07				
Tiilikka 5	26.8.02	V	9		0,16	0,09				0,04				

paikka	pvm	kuorm.	tyyppi	a klor (ka) µg l ⁻¹	bm (ka) mg l ⁻¹	kvant bm mg l ⁻¹	Sinilevät woro nae	micr wes	anab sp	Panssarilevät cera sp	perin	Kultalevät dino bav	din div/cy	din soc/se	mall cau	synu sp	stich oli
Mujejärvi 1	7.8.02	K	9		2,19							0,13	0,16				
Mujejärvi 2	7.8.02	K	9		1,71							0,05	0,05				
Mujejärvi 3	7.8.02	K	9		1,93	0,89			0,08				0,05				
Mujejärvi 4	7.8.02	K	9		1,66							0,12	0,06				
Mujejärvi 5	7.8.02	K	9		3,12				0,17								
Mujejärvi 6	7.8.02	K			1,42				0,07				0,08				
Mujejärvi 1	28.8.02	K	9		2,48								0,04				
Mujejärvi 2	28.8.02	K	9		14,19								0,01				
Mujejärvi 3	28.8.02	K	9		6,85	0,79						0,05					
Mujejärvi 4	28.8.02	K	9		4,68								0,02				
Mujejärvi 5	28.8.02	K	9		5,31												
Mujejärvi 6	28.8.02	K	9		5,24							0,001					
Saarijärvi 1	20.8.02	K		33,4	1,54			0,05								0,59	
Saarijärvi 2	20.8.02	K		50,7	0,75					0,09							
Tarsalanj. 1	20.8.02	K		42,1	0,69					0,09							
Tarsalanj. 2	20.8.02	K		37,7	0,81			0,07							0,03		
Tarsalanj. 3	20.8.02	K		46,4	1,21			0,1		0,09					0,003	0,35	
Tarsalanj. 4	20.8.02	K		29,1	1,14											0,47	

Liite 5 B. Kohdejärvien haaviplanktonnäytteiden lajit ja biomassat (piilevät, viherlevät ja limalevät).

paikka	pvm	Piilevät			Viherlevät			Limalevät																				
		acan	zac	aula	sp	aste	for	tabe	flo	tabe	fen	syned	rhizosol	pseu	lac	kirc	con	clos	sp	botr	ter	desmidiales	staurod	eudor	ulothric	hyal	dis	gonys
Lika-Pyöree 1	6.8.02					0,1															0,07							
Lika-Pyöree 2	6.8.02					0,11																	0,07					
Lika-Pyöree 3	6.8.02																				0,08				0,27			0,2
Lika-Pyöree 4	6.8.02																				0,01							0,26
Lika-Pyöree 1	26.8.02					0,02															0,06		0,02		0,03			
Lika-Pyöree 2	26.8.02																				0,07			0,04				0,06
Lika-Pyöree 3	26.8.02					0,03															0,03			0,36				
Lika-Pyöree 4	26.8.02					0,07															0,04			0,09	0,11			
Sylkky 1	13.8.02															0,496							0,096					
Sylkky 2	13.8.02															0,432							0,048					
Sylkky 3	13.8.02															0,544				0,048			0,064					
Sylkky 4	13.8.02															0,464							0,032					
Sylkky 5	13.8.02					0,064										0,336				0,08								
Sylkky 6	13.8.02					0,032										0,336				0,048			0,032					
Sylkky 7	13.8.02					0,048										0,368				0,032			0,064					
Suuri-Vahv.1	8.8.02					0,768																0,048						
Suuri-Vahv.2	8.8.02					0,08																0,096						
Suuri-Vahv.3	8.8.02					0,096																				4,448		
Suuri-Vahv.4	8.8.02					1,024																				4,656		
Suuri-Vahv.5	8.8.02					0,432																0,048				2,512		
Suuri-Vahv.6	8.8.02					0,784																0				2,944		
Suuri-Vahv.7	8.8.02					1,168																0,144				2,224		
Suuri-Vahv.1	29.8.02					0,208																0,256				4,512		
Suuri-Vahv.2	29.8.02					0,512																0,24						
Suuri-Vahv.3	29.8.02					0,128																0,256						
Suuri-Vahv.4	29.8.02					0,128																0,176				10,992		
Suuri-Vahv.5	29.8.02					0,176																0,208						
Suuri-Vahv.6	29.8.02					0,144																0,304						
Suuri-Vahv.7	29.8.02					0,4																0,064				3,088		
Syysjärvi 1	12.8.02					0,224																1,488				6,3		
Syysjärvi 2	12.8.02					0,64																1,168				3,65		
Syysjärvi 3	12.8.02					0,288														0,176			1,184					
Syysjärvi 4	12.8.02					0,352																0,224						
Syysjärvi 5	12.8.02					0,32																1,376						
Syysjärvi 6	12.8.02					1,872																						

paikka	pvm	Piilevät				Viherlevät				Limalevät			
		acan	zac	aula	sp	aste	for	tabe	flo	tabe	fen	syned	rhizosol
K-Alim 1	8.8.02						0,22						
K-Alim 2	8.8.02						0,19						
K-Alim 3	8.8.02												1,78
K-Alim 4	8.8.02						0,42						
K-Alim 5	8.8.02						0,30						0,72
K-Alim 6	8.8.02						0,40						
K-Alim 1	29.8.02												1,93
K-Alim 2	29.8.02											0,16	9,82
K-Alim 3	29.8.02					0,35						0,16	1,65
K-Alim 4	29.8.02						0,22						0,98
K-Alim 5	29.8.02					1,06	0,21						0,16
K-Alim 6	29.8.02					1,20							2,52
K-Alim 7	29.8.02					0,27						0,26	6,70
K-Alim 8	29.8.02											0,00	38,84
Keihäsjärvi 1	14.8.02					0,02						0,02	
Keihäsjärvi 2	14.8.02						0,02					0,10	0,03
Keihäsjärvi 3	14.8.02											0,03	0,19
Keihäsjärvi 4	14.8.02					0,11		0,06				0,11	
Keihäsjärvi 5	14.8.02							0,03				0,05	
Keihäsjärvi 6	14.8.02					0,10						0,10	0,13
Ukonvesi 1	12.8.02						0,64	0,32				0,34	
Ukonvesi 2	12.8.02						1,22	1,33				0,00	
Ukonvesi 3	12.8.02						0,91	0,91				0,00	
Ukonvesi 4	12.8.02						0,27					0,14	
Tiilikka 1	6.8.02						0,19			0,14			0,37
Tiilikka 2	6.8.02						0,07						0,18
Tiilikka 3	6.8.02						0,04						0,08
Tiilikka 4	6.8.02						0,11			0,07			0,2
Tiilikka 5	6.8.02						0,03			0,04			0,04
Tiilikka 1	26.8.02						0,04			0,01			0,04
Tiilikka 2	26.8.02										0,01		
Tiilikka 3	26.8.02						0,01						0,08
Tiilikka 4	26.8.02						0,09			0,01			0,05
Tiilikka 5	26.8.02									0,01			

paikka	pvm	Piilevät			Viherlevät						Limatevät								
		acan	zac	aula sp	aste for	tabe flo	tabe fen	syned	rhizosol	pseu lac	kirc con	clos sp	botr ter	desmidiales	staurod	eudor	ulothric	hyal dis	gonys
Mujejärvi 1	7.8.02						0,41					0,64							0,85
Mujejärvi 2	7.8.02						0,92					0,55							0,13
Mujejärvi 3	7.8.02						0,51					0,25							1,11
Mujejärvi 4	7.8.02						0,6					0,42							0,46
Mujejärvi 5	7.8.02						1,08					0,85							0,72
Mujejärvi 6	7.8.02						0,3					0,77							0,2
Mujejärvi 1	28.8.02						0,04					1,92	0,03						0,49
Mujejärvi 2	28.8.02						0,25					1,74					12,14		
Mujejärvi 3	28.8.02						0,33					5,83							0,62
Mujejärvi 4	28.8.02						0,54					2							2,1
Mujejärvi 5	28.8.02						0,26					4,81							0,23
Mujejärvi 6	28.8.02						0,16					4,94							0,13
Saarijärvi 1	20.8.02		0,14					0,03											0,72
Saarijärvi 2	20.8.02		0,05					0,02											0,52
Tarsalanj. 1	20.8.02			0,04				0,07					0,13						0,36
Tarsalanj. 2	20.8.02							0,08					0,04						0,59
Tarsalanj. 3	20.8.02							0,14											0,52
Tarsalanj. 4	20.8.02		0,05																0,52

Kuvailulehti

Julkaisija	Etelä-Savon ympäristökeskus ja Pohjois-Savon ympäristökeskus	Julkaisu-aika Tammikuu 2004
Tekijä(t)	Pekka Sojakka, Pertti Manninen, Outi Airaksinen (toim.)	
Julkaisun nimi	Päällyskasvustot ja kasviplankton järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa Menetelmien käyttökelpoisuuden arviointi Life Vuoksi -projektissa	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös Internetissä: http://www.ymparisto.fi/julkaisut	
Tiivistelmä	<p>Selvityksessä testattiin perifytonin eli päällyskasvuston ja kasviplanktonin seurantaan sopivia menetelmiä. Työhön sisältyi myös kenttäkäyttöisen fluorometrin käytön testaus. Kohdejärvinä oli kaikkiaan 14 järveä Vuoksen vesistöalueella. Järvet edustivat erilaisia luontaisia järviyyppejä sekä kuormitustilanteita. Selvitys on osa Life Vuoksi -projektia, joka saa rahoitusta EU:n Life Ympäristö -rahastosta.</p> <p>Kohdejärvien perifytonikasvustoja tutkittiin sekä luonnonalustoilta, joita olivat kivet ja vesikasvit, että keinoalustoilta. Keinoalustanäytteistä analysoitiin kvantitatiivisina muuttujina <i>a</i>-klorofyllipitoisuus sekä kiintoaine. Kaikista näytteistä tehtiin lajiston yleiskatsaus eli määritettiin eri leväryhmien ja detrituksen osuudet. Lisäksi määritettiin piilevälajiston koostumus ja runsaussuhteet. Järvet erosivat toisistaan piilevien lajistokoostumuksen perusteella, mutta tulkinta ei ollut yksiselitteinen. Myös kvantitatiivisten tunnusten perusteella kuormitetut ja vertailujärvet erosivat toisistaan.</p> <p>Fluorometrilaitteisto oli toimiva, mutta vaatii vielä kehittelyä, jotta toiminta käytännössä olisi mahdollisimman sujuvaa. Kasviplanktonmenetelmistä valtalajilaskenta soveltui hyvin selittämään <i>a</i>-klorofyllituloksia ja antoi karkean yleiskuvan lajistosta. Vesien ekologisen laadun arviointiin (EQR-luku) käytettävien biomassojen laskentaan tarvittiin tarkempaa, kvantitatiivista analysointimenetelmää, sillä valtalajien määrittäminen oli siihen tarkoitukseen liian yleispiirteinen.</p> <p>Aineistojen käyttöä järvien ekologisen tilan arvioinnissa kokeiltiin. Tavoitteena oli menetellytalojen kokeilu, sillä mm. vähäisen vertailuaineiston vuoksi varsinaisia tila-arvioita ei voitu luotettavasti tehdä.</p>	
Asiasanat	perifyton, kasviplankton, päällyskasvusto, fluorometri, seuranta, vesipuitedirektiivi	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Alueelliset ympäristöjulkaisut nro 333	
Julkaisun teema		
Projektihankkeen nimi ja projektinnumero	Life Vuoksi -projekti	
Rahoittaja/ toimeksiantaja	EU:n Life Ympäristö -rahasto, Etelä-Savon ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Savon ympäristökeskus, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Oulun yliopisto	
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	Etelä-Savon ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Savon ympäristökeskus, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Oulun yliopisto	
	ISSN 1238-8610	ISBN 952-11-1587-4 (nid.) 952-11-1588-2 (PDF)
	Sivuja 101	Kieli Suomi
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 14,50 €
Julkaisun myynti/ jakaja	Etelä-Savon ympäristökeskus, Jääkärintie 14, 50100 Mikkeli, puh. (015) 74 441 Pohjois-Savon ympäristökeskus, Sepänkatu 2 B, PL 1049, 70101 Kuopio, puh. (017) 788 4777 Edita Oyj, julkaisumyynti, puh. 020 450 05, sähköposti: asiakaspalvelu@edita.fi	
Julkaisun kustantaja	Etelä-Savon ympäristökeskus	
Painopaikka ja -aika	Dark Oy, Vantaa 2004	

Presentationblad

Utgivare	Södra Savolax miljöcentral och Norra Savolax miljöcentral	Datum Januari 2004
Författare	Pekka Sojakka, Pertti Manninen, Outi Airaksinen (red.)	
Publikationens titel	Påväxt och växtplankton i värdering och övervakning av sjöars ekologiska tillstånd Bedömning av metoder i Life Vuoksi -projekt	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig på Internet: http://www.ymparisto.fi/julkaisut	
Sammandrag	<p>I undersökningen testades lämpliga metoder för övervakning av perifyton, dvs. påväxt och växtplankton. Utredningen innehöll testning av fluorometer som kan användas på fält. Sammanlagt 14 sjöar i Vuoksi vattendragsområde hade valts till undersökningen. Sjöarna representerade olika naturliga sjötyper samt typiskt belastningstillstånd för området. Utredningen hör till Life Vuoksi -projektet, som är delvis finansierat av EU:s miljöfond Life.</p> <p>Både naturliga ytor, såsom stenar och akvatiska makrofytter, och artificiella ytor, d.v.s. polykarbonatplattor, användes för undersökningen av epifytformationer. Kvantitativa variabler, nämligen klorofyll-<i>a</i>-halt och mängden fastämne, analyserades ur proven tagna från artificiella ytor. Översikt av perifytonarternas förekomst, dvs. analysering av relativa andelar olika alggrupper och detritus, gjordes av alla prov. Också kieselalgar och deras riklighet analyserades. Sjöarna skiljde sig från varandra på grund av artsammansättning, men tolkningen var inte entydig. De belastade sjöarna och referenssjöarna skiljde sig från varandra på grund av kvantitativa parametrar.</p> <p>Fluorometern fungerade väl, men det krävs ännu utveckling för att det i praktiken skulle vara så lättloppande som möjligt. Beräkning av de dominerande arterna i växtplankton var en lämplig metod för att tolka klorofyll-<i>a</i>-halten och gav översikt av växtplanktonarternas förekomst. Mer exakt, kvantitativ metod krävdes, för att värdera sjöarnas ekologiska tillstånd (EQR-värde) med hjälp av växtplankton.</p> <p>Användning av tillgängligt material för att granska sjöarnas ekologiska tillstånd testades. Avsikten var att närmast bara prova procedurer. Det var inte möjligt att göra egentliga värderingar, eftersom det bl.a. inte fanns tillräckligt referensdata.</p>	
Nyckelord	påväxt, perifyton, kasviplankton, övervakning, fluorometer, ramdirektivet för vattenpolitik	
Publikationsserie och nummer	Regionala miljöpublikationer 333	
Publikationens tema		
Projektets namn och nummer	Life Vuoksi -projekt	
Finansiär/ uppgångsgivare	EU:s miljöfond Life, Södra Savolax miljöcentral, Norra Savolax miljöcentral, Norra Karelens miljöcentral, Finlands miljöcentral (SYKE), Oulu universitet	
Organisationer i projektgruppen	Södra Savolax miljöcentral, Norra Savolax miljöcentral, Norra Karelens miljöcentral, Finlands miljöcentral (SYKE), Oulu universitet	
	ISSN 1238-8610	ISBN 952-11-1587-4
	Sidantal 101	Språk Finska
	Offentlighet Offentlig	Pris 14,50 €
Beställningar/ distribution	Södra Savolax miljöcentral, Jääkärintäti 14, 50100 Mikkeli, tel. (015) 74 441 Norra Savolax miljöcentral, Sepänkatu 2 B, PB 1049, 70101 Kuopio, tel. (017) 788 4777 Edita Abp, Kundservice, PB 800, FIN-00043 Edita, tel. 040 450 05, e-post: asiakaspalvelu@edita.fi	
Förläggare	Södra Savolax miljöcentral	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Dark Oy, Vanda 2004	

Documentation page

Publisher	South Savo and North Savo Regional Environment Centres	Date January 2004
Author(s)	Pekka Sojakka, Pertti Manninen, Outi Airaksinen (editors)	
Title of publication	Use of periphyton and phytoplankton for assessing and monitoring the ecological status of lakes Evaluation of methods used in the Life Vuoksi Project	
Parts of publication/ other project publications	The publication is available in the Internet: http://www.ymparisto.fi/julkaisut	
Abstract	<p>Methods suitable for monitoring periphyton and phytoplankton were tested, together with the use of a field fluorometer, on a total of 14 lakes in the Vuoksi River Basin in eastern Finland. Target lakes represent natural lake types and loading levels typical of the area. The study is part of the Life Vuoksi Project, which is financed by the EU Life Environment Fund.</p> <p>Both artificial and natural substrates, stones and aquatic macrophytes, were used for the periphyton study. Quantitative parameters such as chlorophyll <i>a</i> and the amount of solid material were analysed in the samples taken from an artificial polycarbonate substrate. A general overview of the species composition, i.e. an analysis of the relative abundances of the algae groups and detritus, was performed on all the samples, and the composition and species abundances of the diatom flora were also analysed. The lakes could be distinguished on the basis of their periphyton populations, but the interpretation was not unambiguous. The loaded lakes and reference lakes also had distinctive quantitative parameters.</p> <p>The fluorometer apparatus worked well, but needs further development to make its field use as easy as possible in practice. Counting the dominant species of phytoplankton was a suitable method for interpreting the chlorophyll <i>a</i> results, and this gave a general overview of the species composition. A more exact quantitative method was needed for counting the biomass of phytoplankton species for assessing the ecological status (EQR-ratio) of the lake.</p> <p>The testing of the use of the data for assessing the ecological status of the lakes was more a matter of testing the procedures, as real assessments were not possible, e.g. because of insufficient reference data.</p>	
Keywords	periphyton, phytoplankton, fluorometer, monitoring, Water Framework Directive	
Publication series and number	Regional Environmental Publications 333	
Theme of publication		
Project name and number, if any	Life Vuoksi Project	
Financier/ commissioner	EU Life Environment Fund, South Savo, North Savo and North Karelia Regional Environment Centres, Finnish Environment Institute, University of Oulu	
Project organization	South Savo, North Savo and North Karelia Regional Environment Centres, Finnish Environment Institute, University of Oulu	
	ISSN 1238-8610	ISBN 952-11-1587-4 952-11-1588-2 (PDF)
	No. of pages 101	Language Finnish
	Restrictions Public	Price 14,50 €
For sale at/ distributor	South Savo Regional Environment Centre, Jääkärintie 14, FIN-50100 Mikkeli, tel. +358-15-74 441 North Savo Regional Environment Centre, Sepänkatu 2 B, FIN-70101 Kuopio, tel. +358-17-788 4777 Edita Oyj, tel. +358-20-450 05, email asiakaspalvelu@edita.fi	
Financier of publication	South Savo Regional Environment Centre	
Printing place and year	Dark Oy, Vantaa 2004	

Päällyskasvustot ja kasviplankton järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa

Selvityksessä testattiin perifytonin eli päällyskasvuston ja kasviplanktonin seurantaan sopivia menetelmiä. Työhön sisältyi myös kenttäkäyttöisen fluorometrin käytön testaus. Kohdejärvinä oli kaikkiaan 14 järveä Vuoksen vesistöalueella. Järvet edustivat erilaisia luontaisia järvityyppejä sekä kuormitustilanteita.

Kohdejärvien perifytonkasvustoja tutkittiin sekä luonnonalustoilta, joita olivat kivet ja vesikasvit, että keinoalustoilta. Keinoalustanäytteistä analysoitiin kvantitatiivisina muuttujina *a*-klorofyllipitoisuus sekä kiintoaine. Kaikista näytteistä tehtiin lajiston yleiskatsaus eli määritettiin eri leväryhmien ja detrituksen osuudet. Lisäksi määritettiin piilevälajiston koostumus ja runsaussuhteet. Aineistojen käyttöä järvien ekologisen tilan arvioinnissa kokeiltiin.

Järvet erosivat toisistaan piilevien lajistokoostumuksen perusteella, mutta tulkinta ei ollut yksiselitteinen. Myös kvantitatiivisten tunnusten perusteella kuormitetut ja vertailujärvet erosivat toisistaan. Kasviplanktonmenetelmistä valtalajilaskenta soveltui hyvin selittämään *a*-klorofyllituloksia ja antoi karkean yleiskuvan lajistosta. Vesien ekologisen laadun arviointiin (EQR-luku) käytettävien biomassojen laskentaan tarvittiin tarkempaa, kvantitatiivista analysointimenetelmää, sillä valtalajien määrittäminen oli siihen tarkoitukseen liian yleispiirteinen.

Selvitys on osa Life Vuoksi -projektia, joka on Etelä-Savon ympäristökeskuksen vetämä yhteistyöhanke. Siihen osallistuvat lisäksi Pohjois-Savon ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus ja Oulun yliopisto. Hankkeen tarkoituksena on arvioida ja testata järvien rantavyöhykkeen seurantaan soveltuvia menetelmiä sekä tehdä sen pohjalta ehdotus uudesta seurantajärjestelmästä. Tarkastelun kohteena ovat vesikasvillisuus, pohjaeläimistö, perifyton ja kasviplankton, joiden seurantamenetelmiä on hankkeessa testattu rinnakkain pääosin samoilla kohdejärvillä. Pohjaeläin-, perifyton- ja kasviplanktonityöt sekä niiden pohjalta tehdyn seurantajärjestelmän suunnittelun tulokset julkaistaan erillisissä raporteissa. Kolmevuotinen hanke alkoi huhtikuussa 2001 ja päättyy maaliskuussa 2004. Hanketta rahoittaa osallistujien lisäksi Euroopan unionin Life Ympäristö -rahasto.

Julkaisu on saatavissa myös Internetissä:

<http://www.ymparisto.fi/julkaisut>

ISBN 952-11-1587-4

ISBN 952-11-1588-2 (PDF)

ISSN 1238-8610

Myynti:

Etelä-Savon ympäristökeskus, Jääkärintie 14, 50100 Mikkeli, puh. (015 74 441)

Pohjois-Savon ympäristökeskus, Sepäntie 2 B, PL 1049, 70101 Kuopio, puh. (017 788 4777)

Edita Oyj, julkaisumyynti, puh. 020 450 05, sähköposti: asiakaspalvelu@edita.fi



ISBN 952-11-1587-4

